

FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

Departamento de Engenharia Química

**SIMULAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE CLORO RESIDUAL E TRI-
HALOMETANOS EM REDES DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA PARA
CONSUMO HUMANO**

Joaquim Manuel de Bessa Branco Beleza
Licenciado em Biologia pela Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Dissertação submetida para satisfação parcial dos requisitos do grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente (Ramo de Gestão e Tratamento de Resíduos Industriais)

Dissertação realizada sob a supervisão de

Doutor Rui A. R. Boaventura,
Investigador Principal
do Departamento de Engenharia Química
da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

Porto, Abril 2005

SIMULAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE CLORO RESIDUAL E TRI-HALOMETANOS EM REDES DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Resumo

A qualidade da água para consumo humano é um factor cada vez mais importante nas sociedades modernas. A desinfecção da água com cloro é um dos métodos mais usados para controlar a qualidade microbiológica da água ao longo dos sistemas de distribuição, permitindo, através do cloro residual, garantir, dentro de limites de segurança, que a água que chega a casa dos consumidores possui qualidade. Mas o cloro residual presente na água tratada vai reagir ao longo do sistema de distribuição, com outras substâncias que existem tanto no seio da água como nas paredes das tubagens, levando à diminuição da concentração inicial de cloro. Destas reacções resultam subprodutos de desinfecção, entre os quais estão os tri-halometanos (um dos mais importantes grupos de subprodutos de desinfecção), que é necessário conhecer e controlar.

O objectivo deste trabalho é o estudo do decaimento de cloro e formação de tri-halometanos numa parte do sistema de distribuição com origem na ETA de Lever (Águas do Douro e Paiva, S.A.). Para o conseguir, foram realizados em laboratório ensaios com água tratada, à qual foram aplicadas concentrações conhecidas de cloro e estudado o respectivo decaimento ao longo do tempo, bem como a forma como ocorria a formação de tri-halometanos. Ajustaram-se 5 modelos cinéticos aos resultados experimentais, tendo-se concluído que o que melhor representava o decaimento do cloro era o modelo de primeira ordem paralela. No caso dos tri-halometanos recorreu-se a um modelo cinético que é habitualmente utilizado, o modelo de segunda ordem. No entanto, como o EPANET propõe uma cinética de primeira ordem saturada este foi o modelo utilizado para simular as concentrações de tri-halometanos no sistema de distribuição. Os valores dos parâmetros cinéticos obtidos foram então aplicados a um caso real, utilizando para o efeito o programa EPANET.

SIMULATION OF CHLORINE AND TRIHALOMETHANE SPECIES CONCENTRATIONS IN WATER DISTRIBUTION SYSTEMS

Abstract

Drinking water quality is becoming increasingly important in modern societies. The disinfection of the water with chlorine is one of the methods most used to control the microbiological quality of the water through the distribution systems, allowing, through residual chlorine, to certify, within security limits, that the water that arrives to consumers keeps adequate quality. However, the residual chlorine present in the treated water reacts along the distribution system with other substances that exist in the bulk of the water and/or with the pipe wall material, leading to the reduction of the initial chlorine concentration. As a result of these reactions, different disinfection by-products may be formed, namely trihalomethane species (one of the most important groups of disinfection by-products), that it is necessary to quantify and control.

The main objective of this work is to study chlorine decay and trihalomethane formation, in part of the water distribution system with origin at the Water Treatment Plant of Lever (Águas do Douro e Paiva, S.A.). Experiments with treated water had been carried out in laboratory, by adding known concentrations of chlorine and studying the decay of chlorine, as well as the formation of trihalomethane species. The best kinetic model for chlorine decay was chosen by fitting five kinetic models to experimental data. The best fits were obtained using the parallel first order decay model. In the case of the trihalomethane species a kinetic model commonly used, the second-order model, was selected to fit experimental data. As EPANET proposes a first-order saturation kinetics, this was the kinetic model used to simulate trihalomethane concentrations in the distribution system. The values of the kinetic parameters obtained were applied to a real case study, using the program EPANET.

Quando beber a água, lembre-se da fonte.
Provérbio chinês

AGRADECIMENTOS

À Eng.^a Elsa Costa, pela contribuição fundamental para a realização do trabalho, pelos conhecimentos transmitidos, pela disponibilidade e pelo tempo infindável nos ensaios e nas análises de tri-halometanos.

Ao Eng.^o Ricardo Vieira, pela colaboração, pela amizade e pela transmissão de experiência e conhecimentos ao nível da modelação.

Ao Doutor Boaventura, um agradecimento particular, por me ter proposto o projecto, pela orientação científica e precioso apoio, para além da valiosa ajuda na revisão do texto.

À Eng.^a Vânia Silva, pela disponibilidade e pelo cuidado na revisão do texto.

À Eng.^a Rita Reis e ao Eng.^o Luís Sá Sousa, das Águas do Douro e Paiva, pela disponibilidade e pela contribuição fundamental para caracterizar o caso de estudo.

À D. Esmeralda Miguel, do Instituto de Hidráulica, pela simpatia e pela disponibilidade.

Aos meus pais e amigos pelo apoio incansável.

À Raquel, pela paciência.

ÍNDICE

1. Introdução.....	1
1.1 Enquadramento histórico.....	3
1.2 Legislação sobre qualidade da água.....	9
2. A qualidade da água em sistemas de abastecimento.....	15
2.1 Decaimento do Cloro.....	19
2.1.1 Decaimento provocado por consumo de cloro no seio da água.....	20
2.1.2 Decaimento do cloro provocado por consumo nas paredes das tubagens.....	22
2.2 Biofilme em condutas de abastecimento de água.....	24
2.3 Subprodutos da desinfecção.....	28
3. Cinéticas do cloro e tri-halometanos na água para consumo.....	35
3.1 Cinética de decaimento do cloro.....	40
3.2 Cinética de formação dos tri-halometanos.....	43
4. Descrição do EPANET.....	49
4.1 Capacidades de Modelação Hidráulica.....	49
4.2 Capacidades de Modelação da Qualidade da Água.....	50
4.3 Passos de utilização do EPANET.....	51
4.4 Modelo de rede.....	51
4.4.1 Componentes físicos.....	51
4.4.1.1 Nós.....	52
4.4.1.2 Reservatórios de Nível Fixo.....	52
4.4.1.3 Reservatórios de Nível Variável.....	52
4.4.1.4 Tubagens.....	53
4.4.1.5 Bombas.....	54
4.4.1.6 Válvulas.....	54
4.4.2 Componentes não-físicos.....	55
4.5 Simulação de qualidade no EPANET 2.0.....	55
5. Plano Experimental.....	59
5.1 Estudo de parâmetros envolvidos no decaimento do cloro e na formação de tri-halometanos no seio da água.....	59
5.2 Estudo de parâmetros envolvidos no decaimento do cloro e na formação de tri-halometanos em reacções com a tubagem.....	59
5.3 Estudo do decaimento do cloro e formação de tri-halometanos no Subsistema seleccionado.....	60
5.4 “Testes de garrafa”.....	61
5.5 Ensaaios em tubagem.....	63
6. Caso de estudo.....	67
6.1 Descrição do subsistema.....	67
6.2 Informações relativas ao Subsistema	71
6.3 Calibração do Modelo.....	71

7. Resultados e Discussão.....	75
7.1 Estudo do decaimento do cloro no seio da água.....	75
7.2 Estudo do decaimento de cloro em tubagem.....	82
7.3 Simulação do decaimento do cloro no caso de estudo.....	86
7.4 Estudo da cinética de formação de tri-halometanos.....	91
7.5 Simulação da formação de tri-halometanos no caso de estudo.....	96
8. Conclusões e propostas para investigação futura.....	101
Bibliografia.....	105
Anexo 1 – Método de determinação do cloro residual.....	109
Anexo 2 – Método de determinação de tri-halometanos.....	115
Anexo 3. Resultados dos testes de decaimento em garrafa.....	121
Anexo 4 – Resultados dos testes de decaimento em tubagem.....	127
Anexo 5 – Exemplo de um ficheiro de dados exportado de EPANET.....	131

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 – Diagrama resumo do tratamento convencional de água (adaptado de Tebbutt, 1973).....	5
Figura 2.1 – Reacções que contribuem para o decaimento do cloro residual (adaptado de Vieira et al., 2002).....	20
Figura 2.2 – Acção das diferentes componentes no decaimento de cloro em tubagens de material sintético e de material metálico de um sistema de distribuição (adaptado de Lu et al. 1999).....	23
Figura 2.3 – Esquema de formação do biofilme (adaptado de Sibille, 1998).....	25
Figura 2.4 – Potencial de Formação de Biofilme (BFP) de alguns materiais sintéticos (adaptado de Van der Kooij e Van Lieverloo, 1998 in Vieira 2002).....	26
Figura 2.5 – Análise do Risco de qualidade de água versus o nível de desinfecção (adaptado de Sadiq, 2004).....	33
Figura 3.1 – Descrição esquemática do transporte de cloro (adaptado de Ozdemir, 2002).....	37
Figura 3.2 – Representação esquemática do elemento de volume numa tubagem cilíndrica (adaptado de Biswas et al., 1993 in Vieira, 2002).....	38
Figura 4.1 – Componentes Físicos de um sistema de Abastecimento de água.....	51
Figura 4.2 – Comportamento dos segmentos segundo o método lagrangeano (adaptado de Dias, 2002).....	56
Figura 5.1 – Metodologia para a determinação da constante cinética de decaimento no seio da água (Vieira, 2002).....	62
Figura 5.2 – Analisador de carbono orgânico total.....	63
Figura 5.3 – Pormenor da montagem experimental – “by-pass” para observar o crescimento de biofilme.....	64
Figura 5.4 – Montagem experimental para estudo do decaimento do cloro devido ao consumo na parede.....	64
Figura 6.1 – Esquema geral dos sistemas das Águas Douro e Paiva e identificação do subsistema seleccionado como caso de estudo.....	67
Figura 6.2 – Pormenor da caracterização do reservatório de São João de Ver.....	69
Figura 6.3 – Esquema do subsistema definido como caso de estudo (linha a vermelho) e representação do mesmo em EPANET (com referência a uma escala de comprimento das tubagens).....	70
Figura 7.1 – Resultados dos ensaios de decaimento em garrafa (ensaio 1.1 e 1.2 - água com cloro).....	75
Figura 7.2 – Resultados dos ensaios de decaimento em garrafa (ensaio 1.3 e 1.4 - água com cloro).....	75
Figura 7.3 – Resultados dos ensaios de decaimento em garrafa (ensaio 2.1 a 2.3 - água com cloro e matéria orgânica).....	76
Figura 7.4 – Teste de decaimento do cloro no seio da água – Ensaio 1.1: ajuste dos resultados experimentais.....	78
Figura 7.5 – Teste de decaimento do cloro no seio da água – Ensaio 1.2: ajuste dos resultados experimentais.....	78
Figura 7.6 – Teste de decaimento do cloro no seio da água – Ensaio 1.3: ajuste dos resultados experimentais.....	78
Figura 7.7 – Teste de decaimento do cloro no seio da água – Ensaio 1.4: ajuste dos resultados experimentais.....	79

Figura 7.8 – Resultados dos ensaios de decaimento em tubagem (ensaio 3.1 a 3.3 - água com cloro).....	82
Figura 7.9 – Resultados dos ensaios de decaimento em tubagem (ensaio 4.1 e 4.2 - água com cloro e indulina).....	83
Figura 7.10 – Teste de decaimento do cloro em tubagem – Ensaio 3.1: ajuste aos resultados experimentais.....	83
Figura 7.11 – Teste de decaimento do cloro em tubagem – Ensaio 3.2: ajuste aos resultados experimentais.....	84
Figura 7.12 – Teste de decaimento do cloro em tubagem – Ensaio 3.3: ajuste aos resultados experimentais.....	84
Figura 7.13 – Rede com os pontos de entrega e os valores de cloro residual verificados 336 h após o arranque do sistema.....	87
Figura 7.14 – Correlação entre as concentrações de cloro observadas e as obtidas por simulação (fornecida pelo programa EPANET).....	89
Figura 7.15 – Comparação entre os valores observados (a verde) e os valores calculados na simulação (a vermelho).....	89
Figura 7.16 – Resultados dos ensaios em garrafa.....	91
Figura 7.17 – Resultados dos ensaios em garrafa.....	92
Figura 7.18 – Evolução das concentrações de espécies de tri-halometanos ao longo do tempo (ensaio 1.1).....	92
Figura 7.19 – Evolução das concentrações de espécies de tri-halometanos ao longo do tempo (ensaio 1.2).....	93
Figura 7.20 – Evolução das concentrações de espécies de tri-halometanos ao longo do tempo (ensaio 1.3).....	93
Figura 7.21 – Evolução das concentrações de espécies de tri-halometanos ao longo do tempo (ensaio 1.4).....	93
Figura 7.22 – Ajuste do modelo de 2. ^a ordem (Clark, 1998) aos dados do ensaio 1.4..	95
Figura 7.23 – Rede com os pontos de entrega e os valores de tri-halometanos verificados 504 h após o arranque do sistema.....	97
Figura 7.24 - Correlação entre as concentrações de tri-halometanos observadas e as obtidas por simulação (fornecida pelo programa EPANET).....	99
Figura 7.25 – Comparação entre os valores observados (a verde) e os valores calculados na simulação (a vermelho).....	99

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1 – Principais efeitos dos processos de tratamento (adaptado de Richter e Netto, 1998).....	6
Tabela 1.2 – Comparação dos desinfectantes mais comuns (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).....	8
Tabela 2.1 – Alterações em parâmetros de qualidade da água ao longo dos SD: Parâmetros com Alterações Significativas em todos os SD estudados (adaptado de Vieira, 2002).....	16
Tabela 2.2 – Alterações em parâmetros de qualidade da água ao longo dos SD: Parâmetros com Alterações Significativas somente em alguns dos SD estudados (adaptado de Vieira, 2002).....	16
Tabela 2.3 – Alterações em parâmetros de qualidade da água ao longo dos SD: Parâmetros sem Alterações Significativas nos SD estudados (adaptado de Vieira, 2002).....	17
Tabela 2.4 – Reacção do cloro com compostos inorgânicos no seio da água transportada (adaptado de Vieira et al., 2004).....	21
Tabela 2.5 – Relação entre o tipo de desinfectante e o número de sistemas utilizadores em 1997 (adaptado de USEPA, 2001).....	28
Tabela 2.6 – Grupos importantes de SPD produzidos usando diferentes desinfectantes (adaptado de Sadiq, 2004).....	30
Tabela 2.7 – Níveis de SPD (mg/l) propostos por diferentes organizações (adaptado de Sadiq, 2004).....	30
Tabela 2.8 – Categorização dos compostos segundo o seu potencial carcinogénico (adaptado de USEPA, 1999).....	31
Tabela 3.1 – Modelos para o decaimento do cloro segundo Haas e Karra, 1984 (adaptado de Vieira, 2002).....	42
Tabela 3.2 – Sumário dos modelos de formação de THM, HAA e compostos orgânicos halogenados (adaptado de Sadiq e Rodriguez, 2004).....	45
Tabela 5.1 – Características da água à saída da ETA de Lever.....	61
Tabela 5.2 – Ensaio efectuados e condições de realização.....	65
Tabela 6.3 – Resultados da campanha de calibração e alguns valores do histórico.....	72
Tabela 7.1 – Modelos cinéticos de decaimento usados no ajuste aos resultados experimentais (adaptado de Vieira, 2002).....	77
Tabela 7.2 – Resultados dos ajustes aos resultados dos ensaios 1.1 a 1.4 (testes com cloro).....	79
Tabela 7.3 – Resultados dos ajustes aos resultados dos ensaios 2.1 a 2.3 (testes com cloro e indulina).....	79
Tabela 7.4 – Constantes cinéticas de decaimento do cloro no seio da água propostas por vários autores (adaptado de Vieira, 2002).....	81
Tabela 7.5 – Resultados dos ajustes aos resultados dos ensaios 3.1 a 3.3 (testes com cloro).....	84
Tabela 7.6 – Resultados dos ajustes aos resultados dos ensaios 4.1 e 4.2 (testes com cloro e indulina).....	85
Tabela 7.7 – Relação entre os pontos de entrega e os nós representados em mapa.....	88
Tabela 7.8 – Parâmetros estatísticos da simulação da concentração de cloro (fornecidos pelo programa EPANET).....	88
Tabela 7.9 – Coeficientes de correlação dos valores experimentais das várias séries de ensaios com o modelo cinético de 2. ^a ordem de Clark (1998).....	94

Tabela 7.10 – Resultado da aplicação do modelo de primeira ordem saturada à formação de tri-halometanos.....	95
Tabela 7.11 – Relação entre os pontos de entrega e os nós representados em mapa	96
Tabela 7.12 – Parâmetros estatísticos da simulação da concentração de tri-halometanos (fornecidos pelo programa EPANET).....	98

ABREVIATURAS E SIMBOLOGIA

Símbolo	Descrição
AdDP	Águas do Douro e Paiva, S.A.
BFP	Potencial de formação de biofilme
C_0	Concentração inicial de cloro
CE	Comunidade Europeia
COA	Carbono Orgânico Assimilável
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CODB	Carbono Orgânico Dissolvido Biodegradável
COT	Carbono Orgânico Total
DEQ	Departamento de Engenharia Química
D.L.	Decreto-Lei
DPD	N,N-dietil-p-fenilenediamina
EPA	Agência de Protecção Ambiental dos E.U.A.
ETA	Estação de Tratamento de Água
FAS	Sulfato Ferroso Amonical
FEUP	Faculdade de Engenharia da Uinversidade do Porto
GC/MS	Cromatografia gasosa/Espectrometria de massa
HAA5	Grupo de ácidos haloacéticos comuns
HPC	Heterotrophic Plate Count
k_b	Constante cinética de decaimento no seio da água
k_w	Constante cinética de decaimento de parede
LNEC	Laboratório Nacional de Engenharia Civil
MON	Matéria Orgânica Natural
OD	Oxigénio Dissolvido
OMS	Organização Mundial de Saúde
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PVC	Policloreto de Vinilo
R2A	Contagem heterotrófica total
SPD	Subprodutos de Desinfecção
SD	Sistema de Distribuição
T	Temperatura
THM	Tri-halometanos
TTHM	Total de tri-halometanos
UV	Ultra-violeta

1. INTRODUÇÃO

A evolução da qualidade de vida da população mundial arrastou consigo uma maior preocupação com os bens essenciais. A água passou de um recurso que parecia inesgotável para muitas sociedades, para um bem de preservação fundamental. Com este pensamento surgiu também a preocupação com a qualidade da água. As fontes ou origens de água não são hoje as mesmas de há séculos atrás, sendo que o desenvolvimento industrial e as práticas agrícolas levaram a uma alteração significativa dos parâmetros de qualidade da água.

Desde a captação da água até ao seu consumo, processam-se várias etapas, que, fruto do desenvolvimento tecnológico, têm sido continuamente melhoradas de forma a assegurar a qualidade dentro de parâmetros considerados seguros para a saúde humana. Contudo a necessidade de compreender e melhorar cada vez mais o conhecimento sobre as várias etapas envolvidas na produção de água de consumo com qualidade, leva a que seja necessário promover estudos e definir modelos de previsão sobre o comportamento da água, nomeadamente a forma como evolui ao longo do processo de tratamento e do sistema de distribuição.

Os sistemas de distribuição de água são hoje complexos reactores, pois compreendeu-se que não basta haver água tratada à saída de uma Estação de Tratamento para que as necessidades do consumidor sejam satisfeitas. A modelação matemática aplicada à qualidade da água começou a ser utilizada nos anos 80, como forma de prever o comportamento de determinados reagentes na água, nomeadamente o cloro. Desta forma, é possível prever, dentro de determinados limites, como ocorrem as reacções ao longo dos sistemas, tendo sido desenvolvidos desde então, vários modelos que podem ser aplicados desde o desinfectante aos subprodutos de desinfecção. A par destes modelos foram também desenvolvidos programas de simulação em computador, que auxiliam a aplicação dos mesmos, facilitando a tarefa das entidades que gerem os sistemas.

É fundamental caracterizar os sistemas de distribuição, para que cada vez mais os dados necessários para efectuar calibrações do sistema correspondam de forma segura ao que podemos encontrar na realidade. Assim, com um conhecimento aprofundado das características dos reagentes envolvidos nas reacções e dos sistemas em que ocorrem essas reacções, será possível estabelecer modelos de funcionamento próximos da realidade, permitindo aos consumidores sentir segurança na qualidade de água que bebem e aos gestores prever as modificações, corrigir os problemas e melhorar as condições em que se desenvolve todo este processo.

Este trabalho foi definido tendo como objectivo geral estudar a cinética de decaimento do cloro e da formação de tri-halometanos em redes de distribuição de água para consumo humano. De uma forma particular procurou-se:

- Estabelecer um modelo cinético de decaimento do cloro no seio da água
- Estabelecer um modelo cinético de formação de tri-halometanos no seio da água
- Avaliar o efeito da tubagem no decaimento do cloro

- Aplicar um modelo de qualidade de água a um caso de estudo à escala real, utilizando para o efeito o programa EPANET.

Nesta tese será apresentado um enquadramento histórico e uma referência à evolução legislativa recente sobre a qualidade da água, uma revisão bibliográfica sobre o tema da qualidade da água em sistemas de distribuição, particularizando os principais factores que intervêm neste aspecto, as cinéticas de decaimento do cloro e de formação de subprodutos. Seguir-se-á uma descrição da metodologia e do trabalho experimental, para terminar com a discussão dos resultados e a apresentação de conclusões, com as propostas de investigação futura neste domínio.

1.1 Enquadramento histórico

A preocupação com a qualidade da água não é recente. Desde muito cedo, na história da civilização, existiu um interesse na procura de água “pura”. Os Egípcios, conhecidos como povo com largo interesse cultural e científico, já reproduziam figuras nas suas paredes relativas ao processo de purificação de líquidos (tanto água como vinho), conhecendo-se inscrições que datam do século XV a. C..

Entretanto foram desenvolvidos e utilizados vários métodos durante anos: ferver a água, sifões, filtração através de poros, filtração por areia, tudo com o objectivo de purificar a água. Hipócrates (460-354 a. C.) orientou a sua atenção preferencialmente para a importância da água na preservação da saúde, escrevendo também sobre a importância de ferver e filtrar a água da chuva.

Também desenvolvidos em tempos remotos, os serviços públicos de fornecimento de água assumiram uma elevada importância no crescimento das civilizações. Embora assegurassem uma distribuição de água de qualidade uniforme, muitas vezes a população servida corria o risco de sofrer consequências, quando a qualidade da água fosse imprópria para consumo.

Segundo Marsily (1997), a primeira vez que se provou que a água pública podia ser fonte de contaminação para humanos foi em 1854, através de estudos epidemiológicos realizados pelo Dr. John Snow, na cidade de Londres, referentes à cólera. Snow concluiu que existiam diferenças significativas no número de indivíduos doentes em áreas servidas por estações de abastecimento de água distintas. Enquanto uma parte da população era menos afectada que a maioria das pessoas que vivia em Londres, numa outra área descobriu uma elevada taxa de doentes com cólera. Ao identificar as razões que podiam estar na origem destas diferenças, percebeu que estas só se podiam explicar pela qualidade da água, uma vez que essas duas áreas eram servidas por diferentes estações públicas (uma que tinha a sua captação de água numa parte do Tamisa pouco poluída e menos sujeita a esgotos e outra que se situava no meio de Londres, área certamente mais poluída com esgotos), sendo as condições socio-económicas, o clima, o solo, e todos os outros factores, idênticos entre as duas populações servidas pelas duas companhias. Assim, o estudo de Snow, um estudo clássico na área da Epidemiologia, permitiu concluir que o fornecimento de água era o responsável pela transmissão do agente da cólera.

Vários aperfeiçoamentos foram, no entanto, introduzidos entre os séculos XVII e XIX, como resultado de estudos, para os quais muito contribuíram cientistas como Koch e Pasteur, entre outros. Aliás, foram estudos de Koch que mostraram claramente a importância da filtração da água na prevenção de doenças. Foram realizados em cidades contíguas, em que uma das cidades (Aldona na Alemanha) usava filtração, por se situar a jusante da cidade de Hamburgo (onde não recorriam à filtração). Mesmo possuindo uma qualidade de água inferior, Aldona, devido à utilização de filtros nas suas captações de água, possuía uma menor taxa de incidência da cólera que Hamburgo, permitindo concluir a importância da filtração na remoção de bactérias da água.

O final do século XVIII serviu de palco a muitos mais estudos, bem como ao desenvolvimento de técnicas de filtração que permitiram reduzir em elevado número a quantidade de pessoas afectadas por epidemias, como a febre tifóide. Inclusive, entre

1895 até 1897, uma série de experiências levadas a cabo em Louisville nos E.U.A. mostraram que mesmo água de baixa qualidade, isto é, água poluída e lamacenta, podia ser tratada, o que levou rapidamente ao reconhecimento dos filtros como um importante meio de purificação da água.

Segundo estudos de Hazen em 1907, 33 cidades dos E.U.A. usavam filtros mecânicos e 13 filtros de areia. Ainda segundo Hazen, a filtração permitia eliminar a turvação e a cor da água, para além de remover cerca de 99% das bactérias presentes. Nesta altura, estas condições eram consideradas modelares.

No entanto, aquele que é hoje considerado um dos mais importantes avanços em tratamento de água (segundo o Safe Drinking Water Committee, E.U.A.), ainda estava para vir. A utilização de cloro, depois de 1908, veio permitir uma solução barata e um método que assegura a qualidade bacteriológica da água, sendo actualmente um dos factores que certifica a qualidade da água que bebemos. O hipoclorito de cálcio era produzido industrialmente para uso como lixívia, sendo um produto químico barato e, desta forma, adaptável a um uso em larga escala no tratamento de água.

A utilização do cloro começou a ser feita em New Jersey, nos E.U.A., por uma empresa privada que era responsável pelo reservatório de água na cidade. Essa água não era filtrada, mesmo em épocas do ano em que o rio onde era recolhida estava altamente poluído, devido à poluição provocada pelo lançamento de esgotos de cidades que se situavam a montante. Assim, de modo a garantir a qualidade da água, para cumprir o contrato estabelecido com a cidade, procurou uma alternativa mais barata que a filtração, recorrendo ao cloro. Os resultados foram excelentes, houve uma queda total na contagem de bactérias, a um custo muito mais baixo do que recorrendo a qualquer outro procedimento. Este método rapidamente se propagou tornando-se bastante popular, o que muito se deveu a Hazen, pois este engenheiro possuía uma elevada consideração entre a comunidade científica. Hazen referenciou, também, que outra das propriedades de utilização deste método era o de permitir uma eficiência dez vezes superior aos métodos tradicionais contra bactérias, dado que estas eram reduzidas a um nível suficientemente baixo para limitar a sua actuação. O uso do cloro apareceu exactamente numa altura em que os conhecimentos sobre testes bacteriológicos na água se desenvolveram, o que permitiu uma avaliação efectiva da eficiência do tratamento e possibilitou uma confirmação sobre as suas propriedades.

Com o desenvolvimento tecnológico tem sido possível conhecer melhor os processos de actuação do cloro, nomeadamente as reacções que ocorrem entre este composto e outros presentes na água ou nos próprios elementos dos sistemas de distribuição. A descoberta dos SPD's alertou para a necessidade de estudar estes mecanismos e prevenir a formação de SPD's, limitando ou anulando o seu aparecimento. Neste sentido é fundamental promover a investigação, desde as etapas de tratamento até ao sistema de distribuição.

Apesar da introdução de muitas melhorias nos sistemas de tratamento de água, como de resto seria de esperar, os conceitos básicos não mudaram. Há cada vez mais uma necessidade de diminuir e limitar os riscos de transmissão de doenças, sendo nesse sentido muito importante a legislação de cada país, de forma a garantir a segurança de todos os alimentos que ingerimos.

Entre os desenvolvimentos mais recentes, realizados no sentido de assegurar uma maior eficiência e garantia da qualidade de água, visando uma diminuição do tempo gasto no seu tratamento e otimizando as características finais de qualidade de água, têm tomado maior importância etapas como o pré-tratamento, a coagulação e floculação, bem como a filtração. Ao mesmo tempo, assiste-se ao desenvolvimento de tecnologia que melhore a desinfecção e promova o controlo da qualidade da água ao longo das redes de distribuição.

O facto de hoje em dia existirem fontes de água bruta, utilizadas para produção de água para abastecimento, com qualidade inferior ao que é desejável, tornou fundamental o desenvolvimento e criação de esquemas de tratamento que permitam cumprir os parâmetros definidos para a qualidade de água destinada ao consumo humano. Embora em casos de melhor qualidade de água bruta se possa assistir a um tratamento básico, como sejam a filtração e desinfecção, em muitos casos (para não dizer na generalidade) assiste-se à necessidade de tratar águas com baixa qualidade ou com qualidade variável, conduzindo ao desenvolvimento de tratamentos mais profundos e versáteis, que permitam resolver os problemas encontrados.

Existem assim uma série de processos que podem fazer parte de um esquema geral de tratamento de água, onde se incluem: pré-oxidação, coagulação e floculação, sedimentação, filtração e desinfecção.

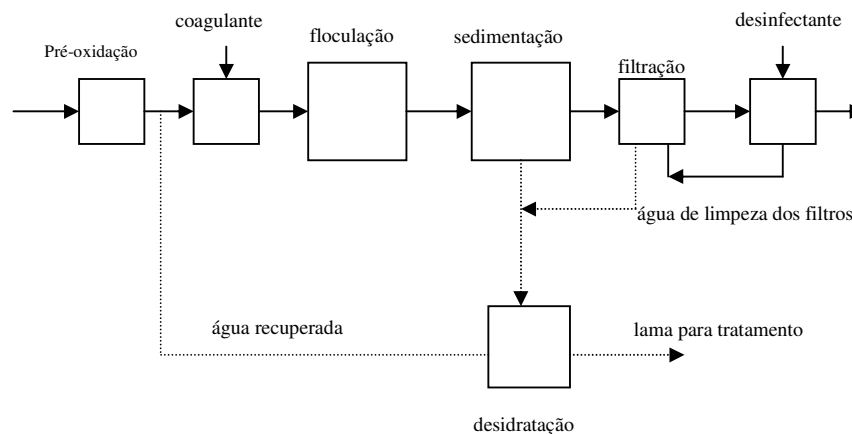


Figura 1.1 – Diagrama resumo do tratamento convencional de água (adaptado de Tebbutt, 1973).

Cada etapa de tratamento tem efeitos específicos na qualidade da água, como pode ser aduzido pela seguinte tabela (tabela 1.1):

Tabela 1.1 – Principais efeitos dos processos de tratamento (adaptado de Richter e Netto, 1998).

Atributos	Arejamento	Sedimentação simples	Filtração lenta	Coagulação filtração rápida	Correcção dureza	Desinfecção (cloragem)
Bactérias	0	++	++++	++++(1)	+++ (2)	++++
Cor	0	0	++	++++	++++	0(13)
Turbidez	0	+++	++++(3)	++++	++++	0
Odor e Sabor	++++(4)	+	+++	++	++	++++(5-6)
Dureza	+	0	0	- - (7)	++++	0
Corrosividade	+++ (8) - - - (9)	0	0	- - (10)	variável	0
Ferro e manganês	+++ (12)	+ (11)	++++(11)	++++(11)	++	0

Símbolos: + Efeitos favoráveis - Efeitos desfavoráveis

(1)- Um pouco irregularmente; (2)- Tratamento com cal em excesso; (3)- Colmatam depressa; (4)- Excepção para os sabores devidos a clorofenóis; (5)- Supercloragem seguida de descloragem; (6) –Cloragem normal; (7)- A coagulação com sulfato de alumínio converte a dureza de carbonato em dureza de sulfato; (8)- Pela remoção de dióxido de carbono; (9)- Com adição de oxigénio; (10)- A coagulação com sulfato de alumínio liberta dióxido de carbono; (11)- Após arejamento; (12)- Arejamento seguido de uma unidade separadora para deposição; (13)- Pode remover o ferro e ter efeito sobre a cor.

No caso da água possuir uma boa qualidade, o processo utilizado é, ainda hoje, a filtração lenta, que permite excelentes resultados, nomeadamente por garantir uma considerável eficiência de remoção de microorganismos, bem como uma boa qualidade de água tratada. Mas outros processos começam rapidamente a ser desenvolvidos, não só porque a qualidade da água bruta tem diminuído, mas também pela necessidade de tratar volumes de água maiores, assegurando um tratamento mais rápido, económico e ainda assim eficiente. Processos como a filtração rápida, que utilizam diversos meios de filtração, permitem taxas de filtração mais elevadas e ao mesmo tempo uma menor colmatção do filtro, fazendo com que seja possível realizar um maior número de tratamentos antes de ser necessário proceder à lavagem deste.

Deste modo, ganham relevância processos como o pré-tratamento e a coagulação, fundamentais para que as etapas de tratamento posteriores sejam mais eficazes. Relativamente à coagulação, esta vai auxiliar nos processos de filtração, sedimentação e também, caso faça parte do esquema de tratamento, da flutuação. A coagulação actua através de um condicionamento químico da água, alterando as características de estabilidade das matérias em suspensão na água (nomeadamente dos colóides), possibilitando a formação de partículas maiores e mais pesadas que serão assim mais facilmente removidas ou extraídas da água. Não é a coagulação que remove ou extrai essas mesmas partículas, limitando-se a desencadear esse processo, que será depois completado por outras etapas (floculação, sedimentação e/ou filtração).

Importa, ainda, definir a concentração de coagulante a usar, pelo efeito que terá e pelos subprodutos que poderá originar. Ganha, assim, interesse o estudo da dosagem de

coagulante que deve passar por ensaios ao nível laboratorial (por exemplo através de Jar-Test) e à escala piloto, determinando para cada caso as melhores condições operacionais.

Depois de sujeita a coagulação, a água pode ser submetida a processos de sedimentação, flutuação e filtração directa ou filtração de contacto, como formas de complementar esse processo.

Ainda que se espere que muitos microorganismos sejam removidos pela coagulação e floculação e posteriormente pela sedimentação, existem sempre alguns, que, devido ao seu tamanho reduzido, conseguem ainda ultrapassar os filtros de areia.

A desinfecção é realizada de forma a assegurar a qualidade e segurança da água. É importante notar que desinfecção e esterilização são termos diferentes, visto que normalmente não é atingida a esterilização, aliás, nem seria necessário, visto que não são eliminados todos os organismos patogénicos. O grau desejado de desinfecção da água é obtido em função da redução das populações a um mínimo seguro ou à sua destruição total.

O agente de desinfecção normalmente utilizado é o cloro, porque:

- a) está disponível como gás, líquido ou sólido (hipoclorito);
- b) destrói uma grande parte dos agentes patogénicos;
- c) é fácil de aplicar;
- d) deixa um residual em solução, de concentração facilmente determinável, que não é perigoso para o Homem e protege o sistema de distribuição;
- e) é barato.

O cloro é normalmente convertido numa solução clorada antes da sua aplicação na água; essa solução é um poderoso agente oxidante que vai reagir com muitos compostos orgânicos e, eventualmente, inorgânicos que possam estar presentes na água. A dissolução de cloro na água conduz à formação de ácido hipocloroso e ácido clorídrico. O ácido hipocloroso (HOCl), por sua vez, dissocia-se em anião hipoclorito (OCl^-) e hidrogénio (H^+).

O cloro apresenta no entanto algumas desvantagens, uma vez que é um gás venenoso e corrosivo, sendo necessário cuidado na sua utilização. Também pode causar problemas de gosto e de odor, nomeadamente na presença de fenóis.

No entanto, existem alternativas à utilização do cloro. Por exemplo, na Europa é largamente utilizado o processo de desinfecção da água com ozono, que, sendo um poderoso oxidante, tem uma acção desinfectante mais intensa e mais rápida do que o cloro, mas devido à sua instabilidade é gerado no local de uso (a partir de oxigénio puro ou mesmo ar com uma descarga eléctrica).

Os principais efeitos da ozonização são:

- a) Oxidação da matéria orgânica;
- b) Melhoria da cor;
- c) Redução do teor de ferro e manganês;
- d) Acção sobre os ácidos húmicos, formando produtos biodegradáveis;
- e) Degradação de fenóis;

f) Remoção de certas substâncias orgânicas não biodegradáveis.

Além de tudo isto, o ozono não é afectado pela amónia como é o cloro. Por outro lado, a dosagem de ozono é muito afectada pela presença de matéria orgânica. Uma das grandes desvantagens é o facto do residual de ozono obtido não ser persistente, desaparecendo em pouco tempo.

Outra alternativa é a utilização de radiações ultra-violeta, destruindo o DNA dos vírus e bactérias. Para que este método funcione correctamente é necessário que a água esteja relativamente limpa, de forma a permitir a dispersão da radiação.

Estes métodos são, no entanto, mais dispendiosos que a utilização do cloro (se bem que actualmente os preços destas alternativas começam a baixar e a sua utilização em larga escala pode tornar esses preços bastante competitivos). A tabela 1.2 apresenta uma comparação entre os desinfectantes mais comuns.

Tabela 1.2 – Comparação dos desinfectantes mais comuns (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

Característica	Cloro	Hipoclorito de Sódio	Hipoclorito de Cálcio	Dióxido de Cloro	Ozono	Radiação U.V.
Custo	Baixo	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado/Alto	Moderado/Alto
Interacção com material	Oxida a matéria orgânica	Oxidante activo	Oxidante activo	Alta	Oxida a matéria orgânica	Absorção da radiação U.V.
Corrosividade	Altamente corrosivo	Corrosivo	Corrosivo	Altamente corrosivo	Altamente corrosivo	Não aplicável
Toxicidade para humanos	Altamente tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico
Dispersão	Elevada	Elevada	Elevada	Elevada	Elevada	Moderada
Perigosidade	Alta	Moderada	Moderada	Alta	Moderada	Baixa
Solubilidade	Moderada	Alta	Alta	Alta	Alta	Não aplicável
Estabilidade	Estável	Ligeiramente instável	Relativamente estável	Instável	Instável	Não aplicável
Toxicidade para microrganismos	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta

1.2 Legislação sobre qualidade da água

1.2.1 Legislação sobre a água para consumo humano em Portugal

A legislação que diz respeito à água, nomeadamente ao controlo da qualidade da água para consumo humano, tem sido ultimamente foco de atenção, já que se percebeu a sua importância, não só no sentido de proteger a saúde humana, como também no sentido de preservar este importante recurso para o futuro.

Desta forma, há a necessidade de actualizar as normas de qualidade de acordo com os estudos mais recentes. Portugal tem conhecido um importante desenvolvimento nesta matéria, sobretudo desde a integração na Comunidade Europeia.

A última grande mudança foi realizada em 1998 (com o Decreto-Lei 236/98), com a introdução e revisão de alguns artigos, anteriormente definidos em 1990. Há, no entanto, alguns decretos-lei mais recentes, nomeadamente no que se refere a programas de acção específicos destinados a evitar ou eliminar a poluição por clorofórmio e a evitar ou eliminar a poluição proveniente de fontes múltiplas de hexaclorobutadieno, entre outros. Entretanto, o Decreto-Lei 243/2001, de 5 de Setembro, rectificado pela declaração de rectificação 20-AT/2001, de 30 de Novembro, aprova as normas relativas à qualidade da água destinada ao consumo humano, transpondo para o direito interno a Directiva 98/83/CE, do Conselho, de 3 de Novembro de 1998 e revoga parcialmente o Decreto-Lei nº 236/98.

Existe, contudo, legislação mais antiga, como a Lei de Bases do Ambiente (Lei n.º 11/87, de 7 de Abril), onde está, por exemplo, definida “a utilização racional da água, com a qualidade referida para cada fim, evitando-se todos os gastos desnecessários e aumentando-se o grau de reutilização”. A Lei de Bases do Ambiente estabelece também a necessidade de serem desenvolvidas zonas de protecção e técnicas de combate à poluição de forma a melhorar a qualidade da água. Aliás, no artigo 40.º, onde são referidos os direitos e deveres dos cidadãos, afirma-se que “é dever dos cidadãos, em geral, e dos sectores público, privado e cooperativo, em particular, colaborar na criação de um ambiente sadio e ecologicamente equilibrado e na melhoria progressiva e acelerada da qualidade da vida”.

As normas que regulam a água de distribuição pública, bem como a água de nascente distribuída em garrafas, são, na Europa, editadas pela Comissão das Comunidades Europeias e respeitadas pelas autoridades nacionais de saúde. Além disso, cada país pode determinar livremente as suas normas ou aceitar as propostas da Organização Mundial de Saúde (OMS), sendo múltiplos os critérios que permitem fixar as normas. Por exemplo, pode desejar-se a presença de certas substâncias como oligoelementos indispensáveis ao organismo humano (o ferro, magnésio, cobre, etc.). No Brasil, como noutros países, é introduzido flúor ou agentes fluoretantes para a redução da incidência de cárie dentária. Por outro lado, é importante limitar (ou até anular) a presença de substâncias conhecidas como tóxicas, bem como vírus ou bactérias (germes patogénicos) tóxicos ou não (por exemplo a *E. Coli*, acompanha sempre microrganismos patogénicos de origem fecal).

Para que as normas sejam fixadas é necessário proceder a estudos e/ou testes, de modo a confirmar, de uma outra forma, os efeitos e identificar os valores de segurança, isto pode ser feito de duas formas: a primeira é detectar os efeitos tóxicos por meio de testes biológicos aplicados a outras espécies, ou a células humanas ou animais cultivados em laboratório, sendo depois os resultados transpostos para o homem com os respectivos coeficientes de segurança; a segunda forma é através da realização de estudos epidemiológicos, para detectar se existe uma correlação estatística entre a taxa de doença numa grande população submetida a doses mais elevadas de certos elementos, em comparação com uma população base, sendo necessário dispor de dados sobre períodos muito extensos, pois, por exemplo, os efeitos carcinogénicos podem produzir-se algumas dezenas de anos após o consumo, sendo também preciso garantir que outros factores (como outros elementos presentes na água, modo de vida, actividades profissionais, entre outros) não são responsáveis pela diferença observada, o que torna estes estudos longos e complexos. É importante referir que para substâncias que podem provocar cancro, fixou-se a norma supondo a hipótese da existência de uma relação de proporcionalidade entre a dose consumida e o efeito, isto é, para uma grande população quanto mais fraca for a dose mais reduzido será o seu efeito. Numa grande população não se observariam então efeitos com doses fracas, assim limitam-se os riscos, mas não se anulam, já que a sua anulação ficaria muito cara à população e não seria muito útil se o essencial da dose viesse por outra via, como o ar ou os alimentos.

1.2.2 Regime Jurídico da Água

No Decreto-Lei n.º70/90, de 2 de Março é definido o regime de bens do domínio público hídrico, sendo importante referir alguns Artigos. No capítulo I, Artigo 2.º, o estado compromete reger-se, entre outros, pelos princípios de uma “utilização racional da água e protecção dos aquíferos dos leitos e das margens, salvaguardando aspectos de quantidade e qualidade”, ao mesmo tempo que define a água como “um bem de consumo ou factor de produção estruturante do desenvolvimento, a que é atribuído um valor e um custo”.

Em 1994 pretendeu-se actualizar as utilizações do domínio hídrico, quer público, quer privado, sujeitando-as a licenciamento, sob a jurisdição do Instituto da Água, isto porque a legislação anteriormente em vigor estava largamente desactualizada, sendo muitas das suas normas consagradas no Regulamento dos Serviços Hidráulicos de 1892 e na Lei de Águas de 1919. O Decreto-Lei n.º46/94, de 22 de Fevereiro, veio definir as utilizações sujeitas a título de utilização, estabelecendo também os respectivos prazos das licenças de utilização e respectivos direitos e deveres específicos das partes contratantes. É neste Decreto-Lei que se encontram definidas a captação de água para consumo humano e o pedido de licença para captação de água para consumo humano. No Artigo 25.º, da Secção II, relativa à captação de águas estabelece-se que:

- “1. A captação de água para consumo humano tem por finalidade o abastecimento público ou particular.
2. Um sistema de abastecimento público funciona permanentemente sob a responsabilidade de uma entidade distribuidora, autarquia ou entidade concessionária.
3. Um sistema de abastecimento particular funciona sob a responsabilidade particular.
4. A captação de água para consumo humano está sujeita à obtenção de licença, que pode ser outorgada pelo prazo máximo de 10 anos, nos termos do

artigo 6.º, no caso do abastecimento particular, e a concessão, nos termos do artigo 9.º, no caso do abastecimento público.”

Já no artigo 26.º está definido o pedido de licença para captação de água para consumo humano:

“O pedido de licença para captação de água para consumo humano apresentado pelo interessado, no caso de abastecimento particular, ou pela entidade interessada, no caso de abastecimento público, é instruído, com os elementos referidos nos artigos 16.º e 21.º e com uma memória descritiva e justificativa do projecto que inclua:

- a) Caudal necessário;
- b) Caudal máximo estimado para o mês de maior consumo;
- c) Caudal médio anual;
- d) População a abastecer;
- e) Meios e técnicas para o sistema de captação;
- f) Condições de rejeição;
- g) Declaração da Câmara Municipal respectiva da impossibilidade de integração na rede de abastecimento público, no caso de abastecimento particular”.

1.2.3 Normas de Qualidade da Água

O Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, veio substituir o Decreto-Lei n.º 74/90, de 7 de Março, pois considerou-se “oportuno proceder a uma revisão do seu regime jurídico no sentido de reforçar a operacionalidade dos objectivos visados com este diploma e resolver o contencioso resultante da incompleta e, por vezes, incorrecta transposição das várias directivas comunitárias relativas à qualidade da água.”. Na Secção III deste D.L. era, então, referida a água para consumo humano.

Em 2001 foi transposta para direito interno a Directiva Europeia n.º 98/83/CE, através do Decreto-Lei, n.º 243/2001, que veio substituir a secção III do D.L. n.º 236/98. Este novo diploma legal tem em conta a “experiência recolhida durante a vigência do normativo que, sobre a matéria, integra o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, nomeadamente no tocante à necessidade de clarificação do quadro institucional cujo funcionamento não se revelou o mais adequado à prossecução dos objectivos em presença. Por outro lado, cientes da necessidade das entidades gestoras dos sistemas de abastecimento público de água se adaptarem, progressivamente, ao estabelecido no presente diploma, reportando-se a obrigatoriedade de cumprimento da generalidade das suas normas a finais de 2003, estabelece-se a necessidade de apresentação, até final de Maio de 2002, de um programa de adaptação ao cumprimento dos novos valores, com a calendarização das acções previstas e o plano de investimentos associado.”

Este Decreto-Lei pretende regular “a qualidade da água destinada ao consumo humano e tem por objectivo proteger a saúde humana dos efeitos nocivos resultantes e qualquer contaminação da água destinada ao consumo humano, assegurando a sua salubridade e limpeza”(Artigo 1.º). No Artigo 2.º é estabelecido o âmbito da aplicação sendo definidos os requisitos a observar na utilização da água para determinados fins, onde estão incluídas no ponto 2:

“Água destinada ao consumo humano”:

- a) Toda a água no seu estado original, ou após tratamento, destinada a ser bebida, a cozinhar, à preparação de alimentos ou a outros fins domésticos, independentemente da sua origem e de ser fornecida a partir de uma rede de distribuição, de um camião ou navio-cisterna, em garrafas ou outros recipientes, com ou sem fins comerciais;
- b) Toda a água utilizada numa empresa da indústria alimentar para o fabrico, transformação, conservação ou comercialização de produtos ou substâncias destinados ao consumo humano, excepto quando a utilização dessa água não afecta a salubridade do género alimentício na sua forma acabada;

Da aplicação deste artigo são excluídas, entre outras, as águas minerais naturais e as águas de nascente, nos parâmetros de qualidade que são contemplados em legislação específica.

São estabelecidas condições gerais, através do Artigo 5.º, de forma a garantir a salubridade da água, bem como assegurar que a entidade gestora é responsável pela garantia da qualidade da água (segundo os parâmetros dispostos no anexo I do mesmo documento), sendo que em nenhum caso deve apresentar sinais de deterioração, nem pôr em causa o cumprimento das normas de qualidade definidas.

As normas de qualidade são apresentadas em tabelas anexas ao diploma, sendo que, caso a protecção humana assim o exija, a Direcção-Geral da Saúde pode fixar valores para outros parâmetros adicionais (sendo que estes devem respeitar, pelo menos, os requisitos de qualidade de água para consumo humano). A verificação do cumprimento dos valores paramétricos, fixados nos termos do Artigo 6.º, é feita:

“a) No caso da água fornecida a partir de uma rede de distribuição, no ponto em que no interior de uma instalação ou estabelecimento sai das torneiras normalmente utilizadas para consumo humano;

b) No caso dos sistemas multimunicipais, no ponto de entrega aos respectivos utilizadores;”.

O Artigo 8.º estabelece a garantia de qualidade, isto é, as obrigações da entidade gestora, para que seja cumprido um plano de controlo de qualidade correspondente às necessidades dos consumidores, segundo os parâmetros definidos. Assim, entre outras obrigações:

“ Sempre que a desinfecção faça parte do esquema de tratamento da água para consumo humano, compete à entidade gestora assegurar a respectiva eficácia e garantir, sem comprometer a desinfecção, que a contaminação por subprodutos da mesma seja mantida a um nível tão baixo quanto possível e não ponha em causa a sua qualidade para consumo humano.”

No Artigo 12.º são referidas as características que devem possuir os produtos químicos:

“1 - Os materiais utilizados nos sistemas de abastecimento que estejam em contacto com a água para consumo humano não podem provocar alterações na sua qualidade que impliquem redução do nível de protecção da saúde humana, conforme previsto no presente diploma.

2 - As substâncias e os produtos químicos utilizados ou destinados a ser utilizados no tratamento da água para consumo humano, bem como quaisquer impurezas que

eventualmente possuam, não podem estar presentes na água distribuída em valores superiores aos especificados no anexo I, nem originar, directa ou indirectamente, riscos para a saúde humana.”

Importa ainda referir os valores relativos ao cloro residual e aos tri-halometanos permitidos pela Lei Portuguesa. Relativamente ao cloro, não sendo especificada qual a concentração a ser respeitada, a Legislação prevê que sejam respeitados valores que não ponham em causa a saúde humana, podendo a Direcção-Geral de Saúde impor um valor a respeitar. A título de curiosidade refira-se que o Decreto-Lei 74/90 definia valores mínimos de cloro residual (livre e combinado), em função do pH e da temperatura da água sujeita ao tratamento com cloro relativamente à espécie microbiana a destruir. Os valores actualmente utilizados situam-se na casa dos 0,20 mg/l de cloro residual, referidos tanto em sistemas dos Estados Unidos da América como no Canadá, como valores mínimos a manter em sistemas de distribuição.

Em relação aos tri-halometanos (clorofórmio, bromofórmio, dibromoclorometano, bromodiclorometano), o valor limite é actualmente de 150 µg/l, passando em 2008 a ser de 100 µg/l. A lei estabelece que quando possível, e sem com isso comprometer a desinfecção, os Estados-membros deverão procurar aplicar um valor mais baixo. Ao aplicarem as medidas para atingir este valor, os Estados-membros deverão dar progressivamente prioridade às zonas em que as concentrações de THM (tri-halometanos) na água destinada ao consumo humano são mais elevadas. Já na América do Norte o valor limite relativo aos tri-halometanos é de 80 µg/l, existindo planos de redução para 60 µg/l.

Em suma, assiste-se a uma preocupação crescente da Comunidade Europeia, e países aderentes, sobre a qualidade da água e a forma como esta chega aos consumidores. Este pensamento conduziu ao estabelecimento de normas cada vez mais rigorosas e prudentes no tratamento de água, ao mesmo tempo em que se assiste a uma melhoria dos serviços prestados, bem como a um maior apoio à investigação e desenvolvimento para que, cada vez mais, existam garantias de qualidade sobre um bem comum indispensável.

2. A QUALIDADE DA ÁGUA EM SISTEMAS DE ABASTECIMENTO

Hoje em dia é indispensável conhecer de forma consistente todas as etapas pelas quais passam os produtos que chegam a casa dos consumidores. No caso de um sistema de abastecimento de água é fundamental conhecer a fonte de água, a população abrangida (bem como as regiões utilizadoras), a extensão da rede e claro as obrigações de renovação, manutenção e melhorias da rede de abastecimento. Por outro lado, é crítico conhecer as características da água bruta e as que deve possuir o produto final (normalizadas), para que haja um correcto emprego de material e mão-de-obra em função da qualidade deste produto, atribuindo particular atenção ao facto de que se está a trabalhar com um ano horizonte do projecto e não apenas para a resolução imediata do(s) problema(s).

Ao nível da gestão é fundamental coordenar as diferentes áreas, das quais depende o projecto, tendo em atenção o cadastro dos equipamentos, o plano de manutenção e o controlo das intervenções, para além do controlo de meios humanos. Tudo isto é determinante para que existam stocks mínimos e uma organização interna capaz de manter em funcionamento equilibrado a “máquina” que está a ser gerida, que terá de ser capaz de respostas rápidas e eficazes, com uma qualidade assegurada, dentro das normas que se encontram estabelecidas.

Ao mesmo tempo, é necessário proceder a alterações que possibilitem um acréscimo de qualidade e/ou uma garantia de melhoria contínua dos serviços. Os modelos de telegestão possibilitam, de forma comum, gerir os sistemas e acompanhar a sua evolução ao longo do tempo. Também recorrentes são os modelos de simulação, programas desenhados para simularem, segundo as características da rede, processos essenciais para o funcionamento dos sistemas, bem como estudar alterações que possam ser introduzidas e que beneficiem, tanto na óptica do gestor como do consumidor, os utilizadores desse sistema.

A utilização de modelos de simulação em sistemas de distribuição de água ganhará, assim, cada vez mais importância, porque, hoje em dia, é fundamental considerar os sistemas no seu todo, não descurando a qualidade da água à saída da Estação de Tratamento nem nos locais de captação. Sendo que, historicamente, as redes eram desenvolvidas visando concretamente as suas capacidades hidráulicas, nomeadamente através do caudal e da pressão pretendida, é agora necessário melhorar a ligação com a qualidade da água.

Assiste-se à necessidade de melhorar a qualidade da água fornecida, logo estão visados todos os processos envolvidos, desde o tratamento à manutenção da rede. Para que isto aconteça é essencial conhecer as alterações que ocorrem ao longo do sistema de distribuição, permitindo verificar quais as características modificadas e quais os parâmetros cuja modelação é necessária para que o processo seja melhorado.

Segundo Hart et al. (1992), os factores que influenciam a qualidade da água, durante o seu percurso no sistema de distribuição, são:

- As características da qualidade da água (físicas, químicas e biológicas);
- As propriedades das condutas (idade, tipo, rugosidade, corrosão, formação de depósitos, etc.);
- As especificidades do sistema (curvas, inversões, saídas de água, reduções, etc.);

- As características de funcionamento do sistema (consumos, velocidade da água, perdas, tempos de residência, entre outros);
- A mistura de água de diferentes origens.

Hanson et al. (1987 in Vieira, 2002) realizaram um dos primeiros estudos, e provavelmente um dos mais completos, sobre a variação da qualidade da água ao longo de um sistema de distribuição (SD). Baseado em cerca de 1500 amostras, repartidas por 7 casos de estudo, foram avaliados parâmetros como: pH, temperatura, cloro residual, oxigênio dissolvido, cloretos, fosfatos, sulfatos, alcalinidade total, dureza total, turvação, alumínio, cádmio, cobre, cálcio, ferro, manganês, chumbo, zinco e microrganismos heterotróficos. A evolução destes parâmetros foi estudada em função de 6 aspectos:

- Local – influência da distância do ponto da rede à Estação de Tratamento de Água;
- Tubagem – influência do material das tubagens do SD;
- Movimento – influência das condições hidrodinâmicas (velocidade, caudal);
- Tempo de Residência – influência do tempo de permanência da água no SD;
- Efeitos Ambientais – influência da estação do ano e da temperatura.

As tabelas 2.1, 2.2 e 2.3 sintetizam as principais conclusões do estudo identificando os parâmetros em relação aos quais se observaram as variações mais significativas e estabelecendo uma correspondência com o factor responsável por essas alterações. Os efeitos estão listados pela ordem de frequência com que foram observados (por exemplo: foram mais frequentes os efeitos do local do que os efeitos do tempo de residência).

Tabela 2.1 – Alterações em parâmetros de qualidade da água ao longo dos SD: Parâmetros com Alterações Significativas em todos os SD estudados (adaptado de Vieira, 2002).

Parâmetros com Alterações Significativas em todos os SD estudados	
Efeito de:	Parâmetros:
Movimento	+Temperatura, -Cl ₂ , +Zn, +Fe, +R2A, +Turvação
Local	-Cl ₂ , +Cu, +Fe, +Zn, OD
Tempo de Residência	R2A, -Cl ₂ , -OD, +Fe, +Zn
Tubagem	OD, Turvação, Cu, Fe
Temperatura	+R2A, -OD, +Fe
Estação	-Temperatura, +OD, Cl ₂

Nota: (+) indica que o valor do parâmetro aumentou significativamente;

(-) indica que o valor do parâmetro diminuiu significativamente;

A ausência de prefixo indica que, apesar de existir uma alteração significativa, não se verificou sempre no mesmo sentido, variando em função do sistema de distribuição em estudo ou dos materiais das tubagens.

Tabela 2.2 – Alterações em parâmetros de qualidade da água ao longo dos SD: Parâmetros com Alterações Significativas somente em alguns dos SD estudados (adaptado de Vieira, 2002).

Parâmetros com Alterações Significativas somente em alguns dos SD estudados
pH, Cálcio, Alumínio, Alcalinidade total, Cádmio, Chumbo, Dureza total, Manganês

Tabela 2.3 – Alterações em parâmetros de qualidade da água ao longo dos SD: Parâmetros sem Alterações Significativas nos SD estudados (adaptado de Vieira, 2002).

Parâmetros sem Alterações Significativas nos SD estudados
Dióxido de carbono, Fluoretos, Fosfatos, Cloretos, Sulfatos, Coliformes totais

A consistência das relações estabelecidas entre estes parâmetros permite retirar informações valiosas sobre o comportamento das redes de distribuição. Através do estudo dos parâmetros físico-químicos aqui referidos, é possível determinar, com algum grau de rigor, as relações causa-efeito e assim gerir de forma adequada o sistema em análise. No entanto, não podemos estender estes princípios como modelos de referência para todos os casos, nomeadamente o caso do cloro e dos subprodutos de desinfecção. Isto deve-se ao facto do número de variáveis aqui envolvidas ser maior, nomeadamente por ser fundamental a presença de matéria orgânica, a existência ou não de biofilme, ou seja, a componente orgânica ganha aqui uma nova importância.

Relativamente à qualidade estão estabelecidos os seguintes parâmetros (Directiva do Conselho n.º 98/83/CE), que serão sujeitos a controlos de rotina, sendo que os Estados-membros podem aditar outros parâmetros a esta lista se o considerarem necessário:

- Alumínio e ferro (quando usados como coagulante), amónia, nitritos (quando as cloraminas são utilizadas como desinfectante), bem como a concentração hidrogeniónica e a condutividade;
- Cor, odor, sabor e turvação;
- *Clostridium perfringens* (incluindo esporos), se a água tiver origem em/for influenciada por águas superficiais, *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* e coliformes totais.

Têm recebido particular interesse os aspectos relativos à lixiviação das condutas (dado que a presença de materiais tóxicos, como o chumbo, se devem em muitos casos ao mau funcionamento do sistema de distribuição, devido à ocorrência de corrosão) e aos tri-halometanos (resultado da reacção do cloro livre com compostos orgânicos naturais presentes na água). Por outro lado, também tem sido dada relevância ao estudo dos parâmetros microbiológicos e do biofilme presente nas condutas.

Os principais factores com influência na qualidade da água são, normalmente, provocados por um controlo pouco eficiente dos processos de produção e distribuição. Ao nível da produção, isto é, na fase de tratamento, podem ocorrer problemas que conduzam a uma deficiente coagulação/floculação, devido ao uso insuficiente de coagulante. Por outro lado, pode haver um arrastamento ao nível da filtração, causado pela deficiente limpeza dos filtros. Situações deste tipo podem conduzir ao aumento da turvação da água, bem como a uma desinfecção menos eficaz. De forma idêntica, podemos ter problemas ao nível do sistema de distribuição, por exemplo a presença de ferro ou cobre, provocando alterações no sabor e mesmo na cor da água, devido à corrosão do material das condutas.

Outro factor importante é a população bacteriana. Existem microrganismos capazes de ultrapassarem as fases de tratamento e recuperarem a capacidade de divisão (como foi referido anteriormente), podendo, caso não sejam controlados, ser potencialmente perigosos. O cloro constitui o desinfectante mais comum, estando a sua utilização

largamente disseminada. A presença de cloro residual permite prevenir o crescimento microbiano, actuando sobre as bactérias. Mas a acção do cloro depende de vários factores, limitando a sua capacidade de actuação. Por exemplo, em extremos de rede existe normalmente pouco cloro, quando não há lugar a rechloragem. Nestas situações, segundo Turgeon (2004), existe um elevado tempo de residência da água, possibilitando um maior grau de “interacção” entre a água e a tubagem, especialmente quando os diâmetros são reduzidos. Isto acaba por permitir um maior grau de contacto, estimulando as reacções entre os constituintes da água e o material da tubagem, o que pode resultar na formação de depósitos de material orgânico e/ou inorgânico, na corrosão de tubagens constituídas por ferro e no desenvolvimento de biofilme, particularmente durante os meses de maior calor.

Ao utilizar cloro, junta-se ao facto de ocorrerem alterações de sabor e da dificuldade em gerir concentrações de modo satisfatório, prevenindo de forma activa o crescimento bacteriano, a reacção do oxidante com matéria orgânica originando subprodutos da desinfecção, alguns dos quais com propriedades tóxicas (Kooij, 1999). Entre estes estão os tri-halometanos, para além de outros compostos halogenados, considerados potencialmente perigosos acima de determinados níveis (o que será posteriormente discutido). Em função disto, existem países que não aplicam a desinfecção com cloro, como são os casos da Holanda e Alemanha, ao nível de alguns sistemas de distribuição. Segundo Vieira (2002), opta-se pela instalação de linhas de tratamento de água que possibilitam a remoção, com elevada eficiência, das fontes de carbono e outros nutrientes que suportariam o crescimento dos microrganismos a jusante da ETA. Desta forma torna-se desnecessário a aplicação de cloro residual à saída da ETA, permitindo a entrega da água sem cloro e sem os subprodutos da desinfecção, mantendo índices elevados de qualidade da água para consumo. É claro que, assim, se torna indispensável uma manutenção extremamente cuidada da rede, de forma a impedir a existência de contaminações externas.

A possibilidade de conhecer, estudar e identificar as necessidades de cloro nos sistemas de distribuição, ao longo de toda a sua extensão, torna-se uma necessidade básica na sociedade actual, para que se possa prevenir e/ou actuar de acordo com as necessidades da população servida, bem como segundo a legislação definida. Existem hoje modelos de simulação que conseguem, de forma bastante credível, simular o estado de qualidade da água, nomeadamente ao nível do cloro e tri-halometanos, pelo que a sua aplicação começa a disseminar-se pelas entidades gestoras dos sistemas de distribuição. É ainda importante reconhecer as especificidades que regulam cada um dos sistemas, sendo que, nomeadamente ao nível da qualidade, é necessário identificar a forma como se processa o decaimento do cloro e a formação dos subprodutos de desinfecção, de acordo com as características próprias dos sistemas.

2.1 Decaimento do Cloro

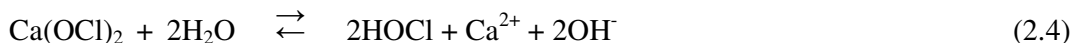
Como já foi referido em capítulos anteriores, a utilização de cloro deve-se à necessidade de prevenir o (re)crescimento de microrganismos na água de consumo. Para que isto aconteça é adicionado cloro à água na etapa final de tratamento, de forma a que fique presente uma quantidade de cloro residual capaz de garantir, dentro de um intervalo de segurança, uma resposta às contaminações. Esta fracção de cloro residual¹ é a que resulta depois de ser consumido algum cloro inicial que se combina rapidamente na água. O teor de cloro residual deve ser estudado para cada sistema em função dos materiais e da distância a percorrer pela água, bem como pelo tempo que a água vai passar no sistema de distribuição. Assim, o cloro residual serve não só como desinfectante mas como um parâmetro de controlo ao longo da rede, pois se se verificar uma queda dos valores deste composto abaixo dos níveis normais será um indicador de uma eventual contaminação na rede, facilitando uma resposta rápida quando comparada com uma monitorização microbiológica.

O cloro é normalmente adicionado à água na forma gasosa, ocorrendo as seguintes reacções:



São formados ácido hipocloroso (HOCl) e hipoclorito (OCl⁻), variando a extensão destas reacções com o pH e a temperatura da água (Dias, 2002). Um aumento da temperatura acelera as reacções. Para pH igual ou inferior a 5 o cloro encontra-se sobre a forma de cloro molecular, enquanto que a pH entre 5 e 6 existe quase totalmente como ácido hipocloroso, estando os iões hipoclorito presentes sobretudo acima de pH 6, sendo predominantes acima de pH 9.

O cloro também pode ser adicionado à água sob a forma de sais de hipoclorito, verificando-se as seguintes reacções:



Em capítulos posteriores serão abordadas as reacções que podem ocorrer ao longo dos sistemas de distribuição.

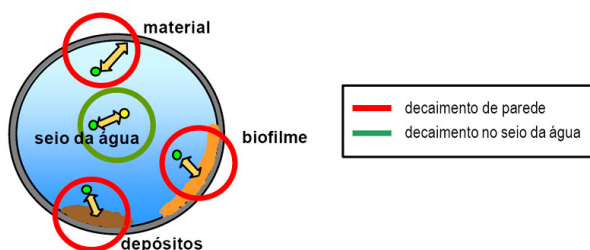
Segundo Sadiq e Rodriguez (2004), a eficácia de desinfecção depende da concentração de desinfectante residual (neste caso o cloro) e do tempo de contacto na água. O tipo e a natureza dos microrganismos, bem com as condições de funcionamento, tais como a temperatura e o pH, também podem afectar a desinfecção. De uma forma geral, a

¹ Cloro residual – cloro em excesso que não reagiu na etapa de desinfecção
Cloro residual livre – Total de Cl₂ + HOCl + OCl⁻; É o cloro que apresenta maior poder desinfectante
Cloro residual combinado – Total de cloraminas + outros compostos clorados
Cloro residual total – Total de cloro residual livre + cloro residual combinado

O desenvolvimento de materiais específicos para tubagens torna mais difícil prever o decaimento do cloro, dado o número de factores envolvidos. Está cientificamente provado que o consumo de cloro residual, utilizado para impedir o (re)crescimento bacteriano após tratamento de água, se deve tanto às reacções que ocorrem no seio da água como às reacções que ocorrem por contacto com as paredes da tubagem (Kiéné et al., 1993; Vasconcelos et al. 1996; Lu et al., 1999).

- Reacções com amónia (normalmente ausente na água para consumo);
- Reacções com ferro;
- Reacções com compostos orgânicos.

- Depósitos;
- Existência de corrosão na tubagem;
- Presença de biomassa na parede da tubagem;
- Condições hidráulicas (idade, diâmetro, velocidade da água, ...).



2.1.1 Decaimento provocado por consumo de cloro no seio da água

1. Oxidação – o cloro actua como oxidante, ganhando electrões;
2. Substituição – quando ocorre uma troca de elementos ou partes de moléculas por outras, neste caso o cloro;

- Desinfecção – acção do cloro sobre os microrganismos destruindo-os (pensa-se que esta acção ocorre ao nível da membrana celular, danificando-a e impedindo a realização de processos fundamentais para a sobrevivência dos organismos).

Se estiverem presentes materiais orgânicos e/ou inorgânicos na água o cloro vai reagir com eles em maior ou menor extensão consoante a capacidade reactiva destes. De forma geral, os materiais inorgânicos referidos na tabela 2.4 são facilmente oxidáveis, tornando-se importantes no estudo de decaimento do cloro. A matéria orgânica, embora menos reactiva, pode também ser um factor importante, caso exista na rede de distribuição, como será referido posteriormente. Da reacção do cloro com a matéria orgânica podem resultar subprodutos da desinfecção, potencialmente perigosos para a saúde humana.

Tabela 2.4 – Reacção do cloro com compostos inorgânicos no seio da água transportada (adaptado de Vieira et al., 2004)

Compostos Inorgânicos	Reacção com o Cloro
<p>Ferro</p> <p>Em abastecimento de água, o ferro tem origem normalmente em águas subterrâneas e não nas superficiais, e pode ainda surgir da degradação dos materiais metálicos do sistema de distribuição. A reacção desta espécie com o cloro residual consiste na oxidação do ião Fe^{2+} a Fe^{3+}.</p> <p>Em geral, o primeiro está presente na água na forma de bicarbonato ligeiramente solúvel e o segundo hidroliza rapidamente a hidróxido (dependendo da concentração em OH) que é um precipitado de cor avermelhada. A reacção global ocorre numa larga gama de pH (4 a 10) situando-se o valor óptimo a $\text{pH} \geq 7$. Tanto o cloro livre como o combinado originam esta reacção, que é instantânea em solução. Porém, se o ferro estiver na forma de composto orgânico é já consideravelmente mais lenta.</p>	<p>Reacção global (omitindo o passo de formação do ião férrico):</p> $2 \text{Fe}(\text{HCO}_3)_2 + \text{Cl}_2 + \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{CaCl}_2 + 6 \text{CO}_2$
<p>Manganês</p> <p>O cloro residual livre oxida compostos de manganês, formando dióxido que precipita. As cloraminas (cloro residual combinado) já não reagem com esta espécie.</p> <p>Esta reacção ocorre numa gama de pH 7-10, situando-se o óptimo no extremo superior deste intervalo. É uma reacção lenta que demora entre 2 a 4 horas até estar completa. Se o manganês estiver na forma de composto orgânico, a velocidade de reacção é ainda menor.</p>	<p>Reacção global:</p> $\text{MnSO}_4 + \text{Cl}_2 + 4 \text{NaOH} \rightarrow \text{MnO}_2 \downarrow + 2\text{NaCl} + \text{Na}_2\text{SO}_4 + 2 \text{H}_2\text{O}$
<p>Cianetos</p> <p>A $\text{pH} > 8.5$ o cloro reage com cianetos dando origem a cianatos. A pH entre 8.5 e 9.5 pode ocorrer a destruição completa do cianeto com formação de azoto gasoso, sendo o átomo de carbono convertido em bicarbonatos.</p>	<p>Reacção de conversão em cianatos:</p> $2 \text{Cl}_2 + 4 \text{OH}^- + 2 \text{CN}^- \rightarrow 3 \text{CNO}^- + 4 \text{Cl}^- + 2 \text{H}_2\text{O}$ <p>Reacção com formação de azoto:</p> $5 \text{Cl}_2 + 10 \text{OH}^- + 2 \text{CN}^- \rightarrow 2 \text{HCO}_3^- + \text{N}_2 \uparrow + 4 \text{H}_2\text{O}$

(cont. tabela 2.4)

Compostos Inorgânicos	Reacção com o Cloro
Amónia As reacções do cloro com a amónia são bem conhecidas devido à técnica de desinfecção ao <i>breakpoint</i> . Nestas reacções formam-se sucessivamente monocloraminas, dicloraminas e tricloraminas (triclóreto de azoto), sendo as duas primeiras formas as predominantes nas águas de consumo. A velocidade de reacção do cloro com a amónia varia consideravelmente, dependendo do pH e da temperatura. A velocidade máxima ocorre a pH 8.3 e diminui rapidamente com a diminuição ou aumento do pH.	$\text{HOCl} + \text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_2\text{Cl} + \text{H}_2\text{O}$ $\text{HOCl} + \text{NH}_2\text{Cl} \rightarrow \text{NHCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$ $\text{HOCl} + \text{NHCl}_2 \rightarrow \text{NCl}_3 + \text{H}_2\text{O}$
Sulfureto de hidrogénio O sulfureto de hidrogénio está presente, em geral, somente em águas de origem subterrânea. Reage instantaneamente com o cloro, precipitando enxofre ou, se a oxidação for completa, dando origem à forma sulfato. No primeiro caso o enxofre precipita na forma de finas partículas brancas de natureza coloidal. De acordo com White (1999), a valores de pH inferiores a 6.4 todos os sulfuretos são oxidados a sulfato, a pH 7 convertem-se em enxofre 30% dos sulfuretos presentes e a pH 9-10 este valor atinge os 50%.	Reacção com precipitação de enxofre: $\text{H}_2\text{S} + \text{Cl}_2 \rightarrow \text{S} \downarrow + 2 \text{HCl}$ Reacção de oxidação completa: $\text{H}_2\text{S} + 4 \text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{SO}_4 + 8 \text{HCl}$
Nitritos Somente o cloro residual livre reage com os nitritos presentes na água, oxidando-os a nitratos.	$\text{HOCl} + \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{HCl}$

2.1.2 Decaimento do cloro provocado por consumo nas paredes das tubagens

As paredes das tubagens são também responsáveis pelo decaimento do cloro, podendo a sua influência variar com o material da tubagem, a idade, o coeficiente de rugosidade, entre outros.

Vários estudos têm sido realizados em tubagens, ainda poucos *in situ*. Recentemente foi publicado um trabalho por Hallam et al. (2002), no qual foram realizadas várias amostragens em tubagens de sistemas de abastecimento de água, tendo os resultados confirmado o sistema proposto por Holt et al. (1998, in Vieira, 2002).

O consumo de parede resulta da interacção química entre os componentes da água e a parede das tubagens, existindo quer se tratem de materiais novos ou com vários anos de utilização, variando, obviamente, o tipo de reacções.

De forma geral, quando se trata de tubagens, podemos dividir os materiais usados em dois grandes grupos: os materiais sintéticos, referidos comumente como plásticos, e os materiais metálicos. Existem, entretanto, alguns tipos de revestimentos internos em tubagens que são vulgarmente usados (por exemplo o Ferro fundido dúctil com revestimento cimentício), cujo objectivo é equilibrar as características, bem como o comportamento dos materiais, tanto a nível hidráulico como químico.

Segundo Vieira (2002), no caso de materiais sintéticos, as reacções são fracas se a tubagem é nova, aumentando gradualmente a interacção com o desenvolvimento de biofilme. Enquanto não existe biofilme, o consumo de desinfectante é feito à custa de reacções de oxidação à superfície do material, estando esta interacção ainda pouco

estudada. No caso de tubagens metálicas a reacção com o material é grande, devido ao fenómeno de corrosão. Neste caso, o desenvolvimento de biofilme reduz esta componente de consumo de cloro, pois o acesso do desinfectante ao metal é dificultado pela presença do próprio biofilme.

De acordo com estudos laboratoriais de Holt et al. (1998, in Vieira, 2002) e segundo os dados publicados por Hallam et al. (2002), podemos estabelecer a seguinte ordem nos materiais, relativamente ao grau de reacção com o cloro, sendo o primeiro o mais reactivo e o último o menos reactivo:

1. Ferro fundido dúctil cinzento e ferro fundido dúctil
2. Ferro fundido dúctil com revestimento interno betuminoso
3. Ferro fundido dúctil com revestimento interno cimentício
4. Ferro fundido dúctil com revestimento interno epoxy
5. PVC
6. Polietileno

Ainda de acordo com o estudo de Holt et al. (1998, in Vieira, 2002), concluiu-se que as superfícies metálicas são altamente reactivas em relação ao cloro, sendo que o PVC e epoxy consomem 20 a 130 vezes menos cloro que o ferro, o que faz do polietileno o material menos reactivo, já que consome menos 1400 a 34000 vezes menos que o ferro. Estes dados mantêm-se quer no caso de se tratarem de materiais novos quer no caso de materiais com algum tempo de utilização, mas sem crescimento de biofilme. No caso estudado verificou-se que na presença de biofilme se mantém o ordenamento dos materiais, mas evidenciam-se algumas diferenças, como sejam: assiste-se a uma diminuição das constantes cinéticas de decaimento na presença de biofilme, no caso de materiais ferrosos, sendo que em materiais cimentícios se assiste a um aumento ligeiro e em materiais plásticos a um aumento pronunciado do decaimento do cloro.

Também Kiéné et al. (1998) estudaram a participação de vários componentes no consumo de cloro, tendo chegado a interpretações semelhantes às de Holt et al. (1998): concluíram que nos materiais sintéticos o consumo devido ao material é muito baixo, verificando-se o inverso no caso de materiais ferrosos. Verificaram também que nos materiais sintéticos o consumo de cloro é mais evidente no seio da água do que nas interacções com a parede, ou seja, o consumo de cloro é maior no seio da água do que a soma de parede e biofilme. O mesmo não se passa com os materiais ferrosos, em que a maior “fatia” de cloro consumido se deve ao material.

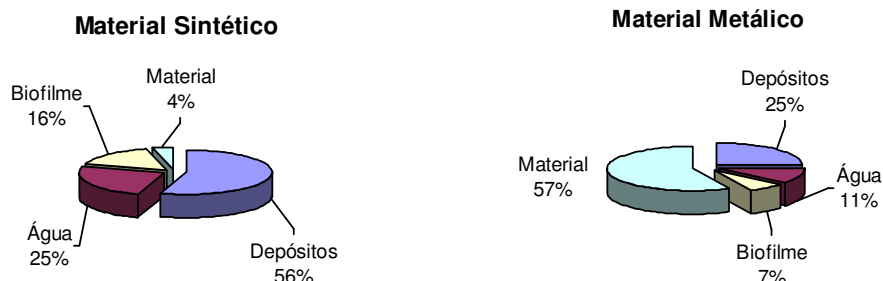


Figura 2.2 – Acção das diferentes componentes no decaimento de cloro em tubagens de material sintético e de material metálico² de um sistema de distribuição (adaptado de Lu et al. 1999).

² O material metálico utilizado foi Ferro Fundido Cinzento

Assim, como Lu et al. confirmaram em 1999, podemos afirmar que é desprezável o consumo de cloro devido ao material no caso de materiais sintéticos (nomeadamente PVC e PEAD, casos comuns em Portugal), enquanto que relativamente a tubagens cuja constituição incluía materiais ferrosos em contacto com água este consumo ganha uma importância fulcral. Neste caso torna-se também um factor importante a razão superfície volume (S/V). Esta razão depende unicamente do diâmetro da tubagem, sendo então um factor fundamental na modelação de sistemas com materiais deste tipo, pois pode influenciar substancialmente os valores de consumo de cloro.

As reacções que ocorrem com tubagens metálicas devem-se ao processo de corrosão, pois os materiais metálicos degradam-se em contacto com a água. Este processo pode ocorrer com intensidade variável em função de factores físico-químicos (como sejam a temperatura, pH, cloretos, entre outros) e biológicos (devido à ausência/presença de biofilme).

2.2 Biofilme em condutas de abastecimento de água

Segundo Meckes (2001), “virtualmente em cada superfície que contacta com a água num sistema de distribuição, podemos encontrar biofilme”. O biofilme ocorre em tubagens devido à capacidade que os microrganismos possuem de aderir às superfícies, tornando possível, a partir desse momento, a sua divisão, multiplicando-se e formando uma espécie de “filme”.

Isto ocorre normalmente dado que o tratamento da água não a torna estéril, tornando possível a sobrevivência de alguns grupos de microrganismos. A presença de microrganismos pode ocorrer devido a 3 processos relativos a falhas não-mecânicas, definidos pelos termos: “Regrowth”, “Aftergrowth”, “Breakthrough” (Momba, 2000); outro processo de contaminação, bem mais grave, pode ser causado por contaminação externa (por exemplo quando há uma rotura na conduta).

O termo “Regrowth” é utilizado quando as bactérias recuperam a capacidade de se dividirem, tendo ultrapassado o processo de tratamento da água. “Aftergrowth” designa o crescimento de microrganismos nativos do sistema de distribuição de água, enquanto que o termo “Breakthrough” é referente a um aumento do número de microrganismos, após bactérias viáveis terem sobrevivido ao processo de desinfecção. Estes termos podem ser utilizados de formas ligeiramente diferentes consoante os autores.

Alguns destes microrganismos podem aderir à parede através de apêndices com origem na sua membrana celular, e, em condições favoráveis, desenvolvem uma camada de material orgânico aderente à parede da conduta. Esta superfície pode depois ser colonizada por bactérias. Nesta altura as bactérias são capazes de começar a produzir substâncias poliméricas extracelulares, que variam segundo as diferentes espécies e segundo as condições ambientais, conferindo o aspecto comum destes filmes bacterianos, permitindo uma melhor capacidade de adesão e protecção. Os biofilmes que se formam habitualmente são finos, atingindo, no máximo, algumas centenas de micrómetros. A figura 2.3 ilustra um esquema de formação de biofilme.

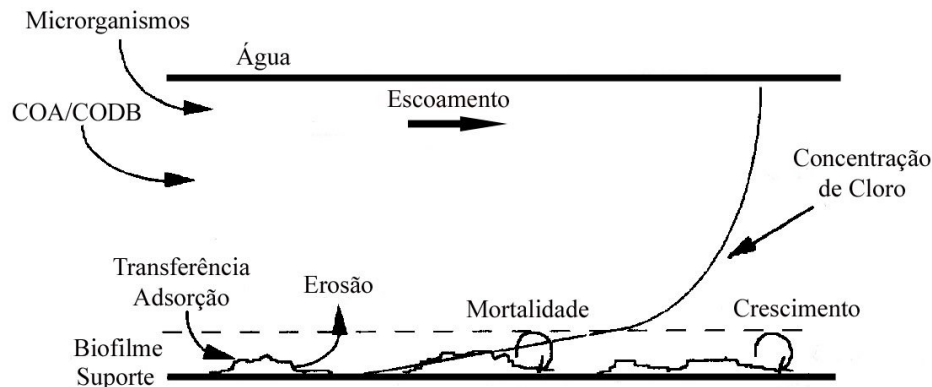


Figura 2.3 – Esquema de formação do biofilme (adaptado de Sibille, 1998)

De forma geral podemos dizer que a formação e desenvolvimento de biofilme resulta do seguinte processo:

1. Adesão das células livres do meio líquido a uma superfície sólida.
2. Crescimento e divisão de células fixas à custa de nutrientes provenientes do líquido circundante, acompanhada da produção e excreção da matriz extracelular de polímeros.
3. Fixação de células bacterianas flutuantes (e outras partículas), contribuindo para a acumulação do biofilme, aumentando a protecção.
4. Libertação de material celular segundo dois mecanismos diferentes devido à erosão provocada pelo meio líquido.

Segundo Dias (2002), são vários os factores responsáveis por diminuir a eficácia do desinfectante residual, tais como o grau de ligação dos microrganismos à superfície da tubagem, a aglomeração de bactérias, a idade do biofilme, a encapsulação, as condições de crescimento iniciais, a alteração da parede celular da bactéria, a incrustação, a corrosão e o desinfectante utilizado.

Embora ocorra com maior facilidade a adesão de microrganismos a tubagens com maior rugosidade, este factor deixa de ser importante ao fim de algum tempo (Momba, 2004), pois embora decorra mais lentamente em tubagens menos rugosas, acaba por ocorrer ao fim de alguns dias.

Em vários sistemas têm sido observados altos níveis de coliformes associados com tubérculos provenientes da corrosão. A acumulação de sedimentos ou detritos nas tubagens pode fornecer um habitat de crescimento de microrganismos e protecção em relação ao desinfectante.

Segundo alguns autores (Vieira, 2002), as tubagens constituídas por materiais de base orgânica, lixiviam para a água compostos orgânicos que irão fazer parte do carbono orgânico assimilável (COA), ou seja, tornando-se nutrientes para os microrganismos. O material também pode interferir nas comunidades microbianas que aí se desenvolvem, sendo que os materiais ferrosos suportam maior índice de diversidade de populações que o PVC. A figura 2.4 refere-se ao potencial de formação de biofilme (BFP), avaliando a densidade de biofilme formado em função do material em causa.

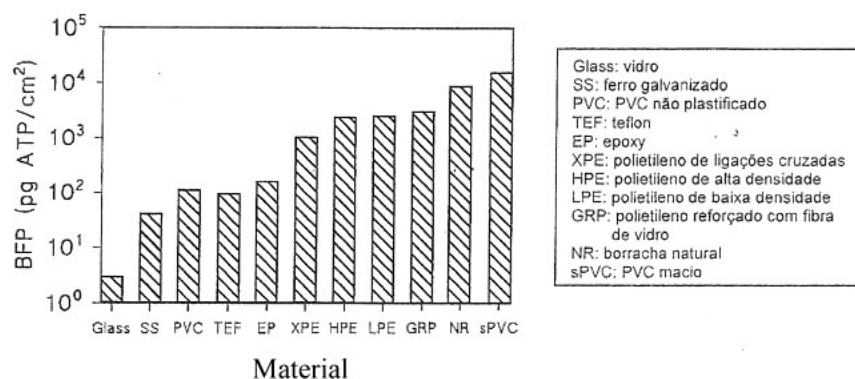


Figura 2.4 – Potencial de formação de biofilme (BFP) de alguns materiais sintéticos (adaptado de Van der Kooij e Van Lieverloo, 1998 in Vieira 2002).

O aumento da velocidade nas tubagens conduz ao aumento da carga de nutrientes, à maior transferência de desinfetante e também à possibilidade de maior desagregação do biofilme. A diminuição da velocidade conduz ao aumento do tempo de retenção, à perda de desinfetante residual e consequente crescimento das bactérias, razão pela qual nos extremos da rede o crescimento bacteriológico aumenta.

Segundo Meckes (2001), são poucos os organismos que habitam os sistemas de distribuição que podem ser uma ameaça para os consumidores comuns. Têm sido isolados bactérias, vírus, fungos e protozoários de biofilmes de condutas, o que comprova o que já foi referido anteriormente, ou seja, mesmo com os processos de tratamento altamente eficazes existem sempre alguns microrganismos capazes de ultrapassar esses processos, ou de ingressarem no sistema numa fase posterior ao tratamento realizado nas ETA's. Embora seja desconhecido o efeito real destes organismos na saúde pública, não tem sido revelados problemas devido à existência de biofilmes nas tubagens, sendo no entanto importante estabelecer que as normas de qualidade de água tem de ser respeitadas, pelo que os níveis nunca deverão exceder os previstos na legislação. A maior parte das bactérias sobrevive encontrando ou criando um ambiente propício ao seu desenvolvimento, sendo capazes de desenvolver formas de protecção, como sejam o encapsulamento, a agregação e capacidade de sobreviver em situações de falta de nutrientes ou nutrientes em quantidade reduzida.

Meckes refere a existência de microrganismos heterotróficos capazes de provocar problemas de sabor, odor e turvação na água. No biofilme podemos encontrar grupos como *Actinomyces*, *Streptomyces*, *Nocardia* e *Arthrobacter* (Geldreich, 1990, in Meckes, 2001).

As bactérias heterotróficas utilizam o carbono orgânico para sintetizar novo material celular e também como fonte de energia. Como estas bactérias requerem normalmente carbono, azoto e fósforo numa razão de aproximadamente 100:10:1 (C:N:P), o carbono orgânico acaba por ser, normalmente, o nutriente limitante. O carbono orgânico presente em sistemas de abastecimento de água deriva essencialmente de origens naturais, podendo ter origem em compostos derivados de vegetação. Estes compostos podem incluir ácidos húmicos e fúlvicos, carboidratos, proteínas e ácidos carboxílicos.

Existem vários factores que podem limitar o crescimento do biofilme, sendo a presença de matéria orgânica biodegradável um factor essencial. O carbono orgânico assimilável

(cuja noção é idêntica à do carbono orgânico dissolvido biodegradável, pois são fracções do carbono orgânico dissolvido que podem ser facilmente assimiladas por microrganismos) é determinante no desenvolvimento do biofilme, existindo uma correlação razoável entre o COA e os valores da contagem de bactérias heterotróficas totais em placa (heterotrophic plate count - HPC), segundo Vieira (2002). Estas correlações são difíceis de estabelecer com outros dados, como por exemplo com o carbono orgânico total, sendo necessários mais estudos para reforçar estas conclusões.

Segundo Lu et al. (1999), é possível estabelecer uma relação empírica entre o consumo de cloro por parte do biofilme e as condições de operação dos sistemas de distribuição. As conclusões apontam para que a constante cinética de decaimento de cloro no seio da água seja menos importante do que as reacções com a parede em casos de tubagens com diâmetros reduzidos (inferior a 40mm) e alimentados por concentrações elevadas de carbono orgânico dissolvido biodegradável (maior que 0.6mg/l CODB). Já para redes com diâmetros superiores a 80 mm verifica-se o inverso, sendo que neste caso se verifica normalmente um maior consumo de cloro associado às reacções no seio da água. Um estudo de Boe-Hansen et al. (2002) vem confirmar esta ideia, apontando a necessidade de estudar e prever o crescimento bacteriano no seio da água por este revelar importância, sobretudo em tubagens com diâmetros grandes.

Em suma, embora seja difícil de controlar a presença de biofilme em sistemas de abastecimento de água, o cloro permanece como um dos mais importantes desinfectantes a ser usado na prevenção da formação do biofilme, sendo vital estudar a sua acção em diferentes materiais, com propriedades variáveis. A eficácia da acção do desinfectante depende não só da presença de biofilme mas das suas características, como sejam os microrganismos presentes, o tipo de matriz produzida por estes, as dimensões do biofilme, entre outros. Hoje em dia já se usam cloraminas (desinfectante menos reactivo que o cloro e mais eficaz no ataque ao biofilme) combinadas com o cloro para promover índices mais elevados de qualidade nos sistemas de distribuição. As monoclорaminas podem vir a ser um elemento importante na desinfecção, estando comprovada a sua utilidade, dada a capacidade de permanecerem mais tempo sem reagir na água e tendo uma acção mais efectiva sobre o biofilme (Momba et al., 2004).

2.3 Subprodutos da desinfecção

Em meados da década de 1970 começou a surgir um maior interesse pelo estudo dos subprodutos de desinfecção (SPD), nomeadamente os subprodutos resultantes da desinfecção com cloro, resultado da crescente importância atribuída à água para consumo humano. Considera-se que foi em 1974, por Rook, que foram descobertos tri-halometanos em águas para abastecimento. Só nos anos 80 começam a ser referenciados outros subprodutos de desinfecção como os ácidos haloacéticos. Na tabela 2.5 é mostrada uma relação dos principais tipos de desinfectantes utilizados nos Estados Unidos

Tabela 2.5 – Relação entre o tipo de desinfectante e o número de sistemas utilizadores em 1997 (adaptado de USEPA, 2001).

Tipo de Desinfectante	N.º de Sistemas
Cloro	22307
Dióxido de Cloro	313
Cloraminas	135
Ozono	30

O facto de o cloro ser actualmente o produto de desinfecção mais utilizado levou a que também fosse mais e melhor estudado, tendo-se concluído que a sua utilização pode conduzir a reacções com outros materiais presentes na água tratada produzindo subprodutos de desinfecção, entre os quais se encontram produtos potencialmente cancerígenos.

O cloro utilizado na fase final do tratamento reage imediatamente com substâncias orgânicas e/ou inorgânicas que ultrapassaram a fase de tratamento, como foi referido em capítulos anteriores, sendo que o residual de cloro livre é precisamente o cloro que sobra destas reacções e aquele que vai ser disponibilizado à entrada do sistema de distribuição.

São designados como precursores de SPD os compostos capazes de reagir com o cloro e que podem ser divididos em orgânicos e inorgânicos.

De acordo com a USEPA (2001) as principais fontes de precursores de SPD podem ser:

- Compostos inorgânicos – vários minerais e outros compostos presentes na água derivados de fontes não biológicas. Um composto particularmente relevante é o bromo, sobretudo relevante em casos em que o desinfectante utilizado é o tratamento com Ozono.
- Compostos orgânicos – as águas naturais, a partir das quais é produzida a água para consumo humano, possuem uma grande variedade de tipos de matéria orgânica. Quando os organismos morrem pode ocorrer uma variedade de processos biológicos e químicos. Destes processos resulta uma mistura de compostos que são habitualmente designados por matéria orgânica natural (MON). Isto significa que a matéria orgânica natural pode variar muito no seu conteúdo, dependendo da sua origem e do grau de deterioração. Considera-se que esta matéria orgânica é essencialmente constituída por compostos húmicos e fúlvicos, derivados da actividade bacteriana. Existem ainda outros compostos

que podem estar presentes, como aminoácidos, proteínas, entre outros. A distinção mais comum entre ácidos húmicos e fúlvicos sugere que os ácidos húmicos são a fracção de MON em água, não solúvel a pH <2 (mas solúvel a pH superior), enquanto os ácidos fúlvicos são solúveis a qualquer pH.

Estudos sugerem que a percentagem de substâncias húmicas na água pode variar substancialmente, podendo constituir até 60% da matéria orgânica dissolvida na água (Vieira, 2002). Existem, entretanto, outras substâncias com estruturas semelhantes às dos ácidos húmicos e fúlvicos, sendo potenciais precursores. Verifica-se que a presença de determinados tipos de subprodutos de desinfecção é muito influenciada pelas características da água.

A MON é também importante no estudo das reacções que ocorrem no seio da água. Sendo uma fonte de carbono orgânico é muitas vezes medida utilizando um medidor de carbono orgânico total (COT). Também é possível, para além do COT, que conta com a matéria orgânica suspensa, avaliar o carbono orgânico dissolvido (COD), sendo este correntemente o mais determinado.

A formação de SPD's pode ser, logicamente, influenciada pelos mesmos factores que influenciam as reacções de decaimento do cloro, e que foram referidas: temperatura, pH, tempo de contacto com o desinfectante, concentração do desinfectante e concentração do precursor.

Segundo Vieira (2002), as reacções entre cloro e matéria orgânica mais comuns são:

1. Substituição – Hidrogénio por cloro
2. Oxidação – Geralmente ligação a um átomo de hidrogénio
3. Adição – Saturação de ligações múltiplas

As reacções iniciais são normalmente seguidas por outras, incluindo a ruptura da cadeia carbonada, descarboxilação e eliminação. As reacções com compostos orgânicos são, habitualmente, mais lentas do que com compostos inorgânicos, sendo que a complexidade das moléculas orgânicas pode dificultar o estudo quantitativo dos produtos destas reacções, dado que a velocidade e os próprios produtos variam consideravelmente em função das condições experimentais.

De acordo com Rodriguez (2004), os grupos de compostos mais importantes de SPD, em que o cloro é o agente desinfectante, são os tri-halometanos e os ácidos haloacéticos. Os tri-halometanos incluem o clorofórmio, o bromodiclorometano, o dibromoclorometano e o bromofórmio, sendo o total de tri-halometanos (TTHM) a soma destes compostos. Já os ácidos haloacéticos incluem 9 compostos, sendo os mais recorrentes os ácidos dicloroacético e tricloroacético, mas podem ser normalmente encontrados em níveis mais reduzidos os ácidos: bromocloroacético, dibromoacético, monocloroacético e monobromoacético. Para designar o total dos ácidos haloacéticos mais comuns usa-se normalmente a designação HAA5.

Na tabela 2.6 estão identificados os principais grupos de SPD originados quando utilizados diferentes métodos de desinfecção.

Tabela 2.6 – Grupos importantes de SPD produzidos usando diferentes desinfetantes (adaptado de Sadiq, 2004).

Classe de SPD	Exemplo	Cloro	Ozono	ClO ₂	Cloraminas
Tri-halometanos (THM)	Clorofórmio	●	●		●
Outros haloalcanos		●			
Haloalcanos		●			
Ácidos Haloacéticos (HAA)	Ácido Cloroacético	●			●
Ácidos Haloaromáticos		●			
Outros ácidos		●			●
Halomonocarboxílicos					
Ácidos halocarboxílicos insaturados		●			●
Ácidos halodicarboxílicos		●			●
Ácidos halotricarboxílicos		●			
MX e análogos		●		●	●
Outros halofuranos		●			
Halocetonas		●	●	●	
Haloacetónitros (HAN)	Cloroacetónitrilo	●	●		
Outros halonitros		●			●
Haloaldeídos		●			●
Haloalcoóis		●			●
Fenóis	2-Clorofenol	●	●		
Halonitrometano		●			
Compostos inorgânicos	Brometo		●	●	
Aldeídos alifáticos	Formaldeído	●	●	●	
Outros Aldeídos		●	●	●	
Cetonas (alifáticas e aromáticas)	Acetona	●	●	●	
Ácidos carboxílicos	Ácido acético	●	●	●	
Ácidos aromáticos	Ácido benzóico	●	●	●	
Aldo e cetoácidos			●	●	
Ácidos hidroxílicos		●	●		
Outros		●	●	●	●

NB – A negrito estão destacados os grupos mais importantes de SPD

Com o aumento do conhecimento sobre os subprodutos de desinfecção tem-se procurado limitar ao máximo a sua presença na água, sendo que as recomendações para os valores máximos admitidos tem vindo a baixar significativamente. Na tabela 2.7 podem ver-se os limites relacionados com subprodutos de desinfecção propostos pelas principais organizações mundiais.

Tabela 2.7 – Níveis de SPD (mg/l) propostos por diferentes organizações (adaptado de Sadiq, 2004).

Composto	Acrónimo	OMS (1993)	US EPA (2001)	Health-Canada (2001)	Aus-NZ (2000)	UK (2000)	U.E. (1998)
Triclorometano (Clorofórmio)	TCM	0.200	0.000*				
Bromodichlorometano	BDCM	0.060	0.060*				
Dibromochlorometano	DBCM	0.100	0.000*				

(cont. tabela 2.7)

Composto	Acrónimo	OMS (1993)	US EPA (2001)	Health-Canada (2001)	Aus-NZ (2000)	UK (2000)	U.E. (1998)
Tribromometano (Bromofórmio)	TBM	0.100	0.000*				
Total tri-halometanos	TTHM	$\sum_{i=1}^4 THM_i$	0.080	0.100	0.250	0.100	0.100
Ác. Cloroacético					0.150		
Ác. Dicloroacético	DCAA	0.050			0.100		
Ác. Tricloroacético	TCAA	0.100			0.100		
Ác. Haloacéticos	HAA5		0.060	**			
Dicloroacetoneitrilo	DCAN	0.090					
Tricloroacetoneitrilo	TCAN	0.001					
Dibromoacetoneitrilo	DBAN	0.100					
Haloacetoneitrilo	HAN			**			
Hidrato de cloral	CH	0.010		**	0.020		
Formaldeído		0.900			0.500		
Clorito		0.200	1.000	**			
Clorometanonitrilo		0.070		**			
Bromato			0.010	0.010***			
2-clorofenol					0.300		
2,4-diclorofenol					0.200		
2,4,6-triclorofenol					0.020		

* Objectivo a concretizar ao nível dos contaminantes (existe um plano de redução)

** Em consideração

*** Concentração máxima aceitável provisória

Estudos recentes têm reafirmado a ligação entre os SPD e riscos para saúde humana, nomeadamente como potenciais carcinogénicos e como factores de risco potencial durante a gravidez. Prova disso é o relatório do Departamento de Saúde Ambiental da Universidade do Colorado, realizado em 2000, a pedido da “Health Canada”, uma importante organização federal canadiana. Na tabela 2.8 é possível identificar quais os compostos considerados potencialmente mais prejudiciais para a saúde humana, segundo a USEPA, sendo importante referir que estas designações e os valores utilizados pelas organizações são sempre estabelecidos com um grau de segurança elevado para os humanos e que só uma exposição prolongada, com valores acima do normal, pode ser considerada perigosa para os consumidores.

Tabela 2.8 – Categorização dos compostos segundo o seu potencial carcinogénico (adaptado de USEPA, 1999)

Composto	Classificação ⁽¹⁾
Clorofórmio	B2
Bromodiclorometano	B2
Dibromoclorometano	C
Bromofórmio	B2
Ácido monocloroacético	--
Ácido dicloroacético	B2
Ácido tricloroacético	C
Dicloroacetoneitrilo	C
Bromocloroacetoneitrilo	--
Dibromoacetoneitrilo	C
Tricloroacetoneitrilo	--
1,1 – Dicloropropanona	--

(cont. tabela 2.8)

Composto	Classificação⁽¹⁾
1,1,1 – Tricloropropanona	--
2 – Clorofenol	D
2,4 – Diclorofenol	D
2,4,6 – Triclorofenol	B2
Cloropicrina	--
Hidrato de cloral	C
Clorometanonitrilo	--
Formadeído	B1
Clorato	--
Clorito	D
Bromato	B2
Amónia	D
Ácido Hipocloroso	--
Hipoclorito	--
Monocloramina	--
Dióxido de Cloro	D

⁽¹⁾ O esquema de classificação é o seguinte:

Grupo A: Carcinogénico humano	Existem estudos epidemiológicos que associam a exposição e o cancro
Grupo B: Provável carcinogénico humano	Dados limitados em estudos epidemiológicos (Grupo B1) e/ou dados suficientes de estudos em animais (Grupo B2)
Grupo C: Possível carcinogénico humano	Dados limitados de estudos em animais e inadequados ou insuficientes de dados em humanos
Grupo D: Sem classificação	Dados inadequados ou sem provas em animais e humanos
Grupo E: Sem provas de potencial carcinogénico em humanos	Sem provas de potencial carcinogénico em pelo menos duas espécies animais ou em estudos epidemiológicos e animais

Um estudo recente de Rodriguez et al. (2004) sobre o comportamento dos tri-halometanos e ácidos haloacéticos em sistemas de distribuição aponta para várias conclusões e para medidas importantes a seguir no futuro. Para o estudo foram utilizados vários locais de amostragem e recolhidas várias amostras, tendo também sido utilizados dados de estudos anteriores. Segundo Rodriguez, as variações do total de tri-halometanos e de ácidos haloacéticos são importantes, não só a nível sazonal mas em períodos mais curtos, isto porque, existem variações de qualidade da água bruta (antes do tratamento) e tratada, bem como variações dos parâmetros operacionais relacionados com a cloragem. Alerta, também, para as variações espaciais de THM e HAA nos sistemas de distribuição, isto porque o padrão de variação é diferente nos dois casos. Enquanto os THM aumentam e tornam-se estáveis nas extremidades dos sistemas, o mesmo não acontece com os HAA. As concentrações de ácidos haloacéticos diminuem ao aproximar-se das extremidades, fenómeno provavelmente relacionado com a degradação microbiana destes componentes.

Rodriguez et al. (2004) demonstram também a importância do tempo de residência da água nos sistemas, nomeadamente na variação dos THM, alertando para a necessidade de ser melhorada a capacidade de estimativa do tempo de residência da água ao longo dos dias. Foi identificado que o processo de rechloragem provoca um aumento significativo dos dois SPD referidos, sendo necessário melhorar as estratégias de desinfecção ao longo dos sistemas de forma a prevenir o aumento para lá dos limites estabelecidos. Uma hipótese é utilizar desinfectantes alternativos, como cloraminas.

Termina indicando que é importante regular não só os THM mas também os HAA, sem esquecer as variações temporais que estes podem ter, sendo necessário um controlo real mais efectivo nos sistemas.

O que se pretende na realidade é garantir que o risco de contaminações com microrganismos não ultrapasse os limites estabelecidos, acontecendo o mesmo relativamente aos subprodutos de desinfecção, garantindo assim um serviço de qualidade aos consumidores e respeitando a regulamentação. Na figura 2.5 está representado o equilíbrio desejado entre o risco e o nível de desinfecção através do regime de regulação.

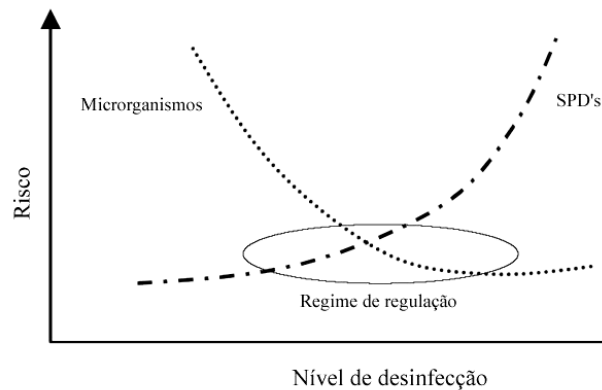


Figura 2.5 – Análise do Risco de qualidade de água versus o nível de desinfecção (adaptado de Sadiq, 2004).

3. CINÉTICAS DO CLORO E TRI-HALOMETANOS NA ÁGUA PARA CONSUMO

O estudo das reacções responsáveis pelo decaimento do cloro levou à identificação dos principais mecanismos que regulam a evolução do cloro ao longo dos sistemas de distribuição. O facto de o cloro reagir no seio da água com matéria orgânica e inorgânica, para além de reagir com as paredes da tubagem e/ou biofilme aí existente, conduziu à necessidade de desenvolver modelos capazes de simularem estes efeitos. Para além disto, ainda há que ter em conta os processos hidráulicos, que tem interferência significativa no estudo da qualidade. Como refere Ozdemir (1998 in Ozdemir, 2002), as tubagens dos sistemas de abastecimento devem ser tratadas como reactores químicos.

Na realidade não existe uma via única capaz de modelar globalmente os sistemas, isto porque, para além dos mecanismos envolvidos directamente na reacção, existem também condições variáveis em que as reacções podem ocorrer, dificultando a caracterização dos sistemas e tornando complexa a adaptação às características individuais de cada sistema. Daqui resulta a necessidade de fazer simplificações capazes de adequar o modelo à realidade, à procura de simular o sistema de distribuição como uma entidade dinâmica permanente.

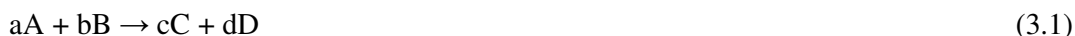
As simulações podem ser estáticas ou dinâmicas, sendo os modelos algébricos desenvolvidos em função da aproximação pretendida. As simulações estáticas são baseadas em modelos que prevêem o funcionamento do sistema em determinado momento, ou seja, de acordo com condições hidráulicas estáticas. Por outro lado temos as simulações dinâmicas, em que por exemplo se baseiam os modelos de qualidade da água, aplicam-se a um intervalo de tempo, ao longo do qual se podem verificar consumos, alterações do nível da água dos reservatórios, condições de funcionamento de válvulas e/ou outros parâmetros.

Segundo Vieira (2002), podemos distinguir duas terminologias: “modelo de decaimento de cloro” e “modelo cinético de decaimento de cloro”. No primeiro caso pretende-se referir ao processo global de decaimento, tendo em conta a evolução da concentração de cloro tanto ao nível do espaço como do tempo, ou seja, introduzem-se todos os parâmetros, desde o transporte físico do cloro até à reacção química deste com outros compostos. Relativamente ao “modelo cinético de decaimento de cloro” abrange apenas as reacções químicas do cloro, podendo este termo ser substituído pela lei de velocidade da reacção, traduzida pela relação entre a velocidade da reacção com as concentrações de reagentes, através de uma constante cinética (ver reacção 3.1).

Desta forma, serão primeiro referidos os modelos de decaimento de cloro, num plano geral, individualizando-se depois o estudo da cinética de decaimento do cloro.

De acordo com a expressão 3.2, a velocidade varia ao longo do tempo de reacção, diminuindo à medida que se esgotam os reagentes, sendo k , x e y independentes da concentração remanescente de reagentes e do tempo de reacção, mas podendo k depender da temperatura a que a reacção ocorre.

A reacção global pode escrever-se como:



Sendo a velocidade da reacção dada por:

$$r = k.[A]^x.[B]^y \quad (3.2)$$

Em reactor fechado ou com escoamento pistão:

$$dC/dt = k.[A]^x.[B]^y \quad (3.3)$$

Em que:

k – é a constante cinética

x – é a ordem da reacção em relação ao reagente A

y – é a ordem da reacção em relação ao reagente B

x + y – ordem global da reacção

De uma forma geral, dado que ainda não existe um conhecimento profundo do comportamento cinético do cloro em sistemas de distribuição, aceita-se como reacção global (Vieira 2002, e Dias, 2002):



Em que:

Cl – representa o cloro

X – espécies que reagem com o cloro

Muitos estudos têm sido realizados na área, tendo sido propostos vários modelos que pretendem aproximar-se, o mais possível, ao funcionamento real dos sistemas de distribuição. Entre os autores e referências mais citados estão Biswas et al. (1993 in Vieira 2002), Rossman et al. (1994), Clark et al. (1995), Powell et al. (2000) e Ozdemir et al. (1998 in Ozdemir 2002).

Biswas et al. (1993 in Vieira 2002) realizaram um estudo de referência, tendo levado em consideração o transporte convectivo de massa na direcção axial, a difusão radial (ou seja, a transferência de massa desde o seio da água até à parede da tubagem) e a própria reacção na parede. Este modelo poderá ser aplicável tanto em regimes laminares como turbulentos.

Na figura 3.1 apresenta-se uma descrição esquemática do transporte do cloro, identificando como se processa a convexão axial e a difusão radial.

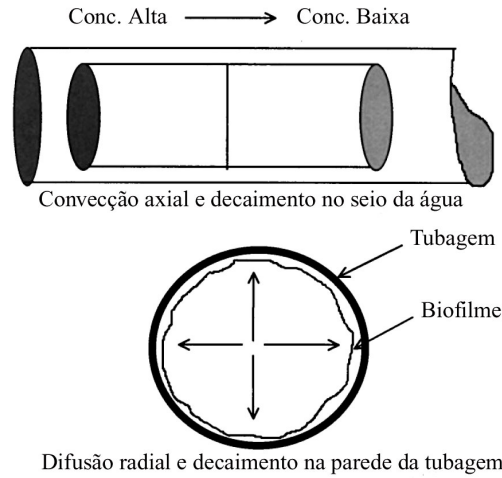


Figura 3.1 – Descrição esquemática do transporte de cloro (adaptado de Ozdemir, 2002)

Biswas et al. (1993 in Vieira 2002) escreveram a seguinte equação diferencial, resultado do balanço de massa a um elemento de volume, admitindo que o escoamento ocorre apenas na direcção axial (figura 3.2):

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t^*} (2\pi r^* \Delta r^* \Delta X^* C^*) &= (U^* f(r^*) C^* 2\pi r^* \Delta r^*)_{X^*} - (U^* f(r^*) C^* 2\pi r^* \Delta r^*)_{X^* + \Delta X^*} \\ &+ \left(-D \frac{\partial C^*}{\partial X^*} 2\pi r^* \Delta r^*\right)_{X^*} - \left(-D \frac{\partial C^*}{\partial X^*} 2\pi r^* \Delta r^*\right)_{X^* + \Delta X^*} + \left(-D \frac{\partial C^*}{\partial r^*} 2\pi r^* \Delta X^*\right)_{r^*} \\ &- \left(-D \frac{\partial C^*}{\partial r^*} 2\pi r^* \Delta X^*\right)_{r^* + \Delta r^*} - k C^* 2\pi r^* \Delta r^* \Delta X^* \end{aligned} \quad (3.5)$$

Em que:

U^* - velocidade média através do sistema de distribuição

$f(r^*)$ - parâmetro relativo ao regime de escoamento

D - coeficiente de difusão das espécies cloradas

k - constante cinética de decaimento de 1.^a ordem no seio da água

r^* - distância radial a partir do centro da tubagem

Δr^* e ΔX^* - são aumentos de r^* e X^* , respectivamente

O primeiro membro representa a acumulação de cloro no elemento de volume ao longo do tempo. No segundo membro temos: os dois primeiros termos, que se referem ao aumento da concentração devido ao transporte convectivo axial; o terceiro e quarto termo são relativos à difusão axial e os quinto e sexto termos representam a difusão numa direcção radial. O último termo do segundo membro é relativo à diminuição do cloro devido a reacções no seio da água.

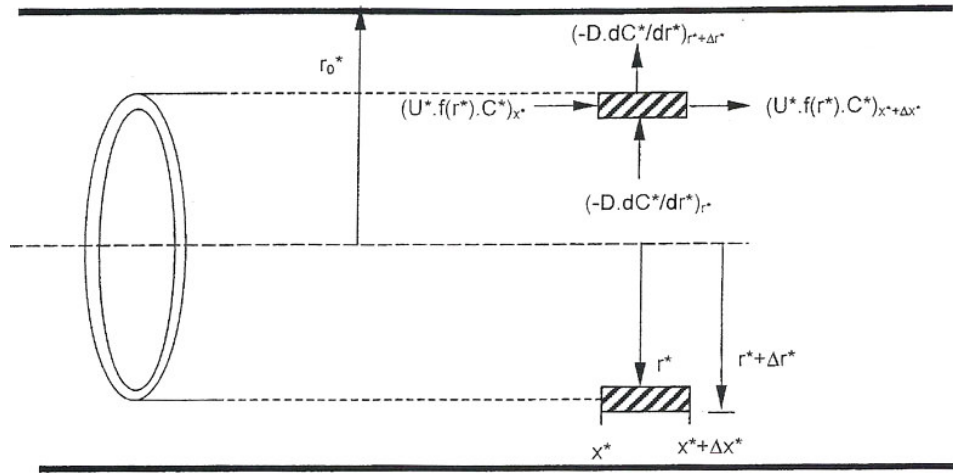


Figura 3.2 – Representação esquemática do elemento de volume numa tubagem cilíndrica (adaptado de Biswas et al., 1993 in Vieira, 2002).

Tratando-se de um modelo estático, os autores propuseram a resolução da equação base desprezando a difusão axial e usando o método de separação de variáveis. Chegaram a uma solução analítica que torna possível a determinação da concentração média de cloro em qualquer ponto da tubagem. Para isto recorreram à determinação de três parâmetros adimensionais, um relacionado com a difusão radial e dependente do comprimento da tubagem, bem como da difusividade das espécies de cloro e da velocidade da água, outro relativo à capacidade de reacção do cloro com outros compostos no seio da água e à idade da água, e finalmente um dependente do consumo na parede da tubagem, do raio da tubagem e da difusividade das espécies de cloro.

Rossmann et al. (1994), apresentaram um novo modelo, aplicável a estados não estacionários, em condições de regime turbulento ou laminar. A equação apresentada baseia-se na conservação de massa para o cloro presente na água que flui numa secção diferencial de tubagem:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - k_b \cdot C - \frac{k_f}{r_h} (C - C_w) \quad (3.6)$$

Sendo que:

C – concentração de cloro no seio da água

t – tempo

u – velocidade do escoamento dentro da tubagem

x – distância ao longo da tubagem

k_b – constante cinética de decaimento no seio da água (k_{bulk})

k_f – coeficiente de transferência de massa entre o seio da água e a parede (com base no n.º de Sherwood)

r_h – raio hidráulico da tubagem (raio da tubagem/2)

C_w – concentração de cloro na parede da tubagem

Neste caso, tal como no anterior, parte-se do princípio que a água reage tanto no seio da água como com a parede da tubagem ou o biofilme. O primeiro termo da equação representa o transporte convectivo na secção da tubagem, sendo que o segundo termo

representa o decaimento do cloro no seio da água (reacção de 1.^a ordem) e o último representa a velocidade com que o cloro é transportado do seio da água para a parede onde irá reagir. O inverso do raio hidráulico representa a área da parede por unidade de volume do tubo disponível para a reacção.

Podemos isolar a reacção que ocorre na parede da tubagem, assumindo que esta também é uma reacção de 1.^a ordem, resultando:

$$k_f (C - C_w) = k_w \cdot C_w \quad (3.7)$$

Em que k_w (k_{wall}) é a constante cinética de decaimento na parede da tubagem. Assim,

$$C_w = \frac{k_f (C - C_w)}{k_w} \text{ e } C = \frac{k_w + k_f}{k_f} \cdot C_w \quad (3.8)$$

Fazendo a substituição em 3.6 ficamos com,

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - k_b \cdot C - \frac{k_f \cdot k_w \cdot C}{r_h \cdot (k_w + k_f)} \quad (3.9)$$

Se definirmos um coeficiente global de decaimento (que podemos designar por K) da seguinte forma,

$$K = k_b + \frac{k_f \cdot k_w}{r_h \cdot (k_w + k_f)} \quad (3.10)$$

Chegamos a uma equação final simplificada do género:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - KC \quad (3.11)$$

Este modelo é o proposto por Rossman et al. (1994) e foi incluído no software EPANET. No caso prático do EPANET adoptam-se valores para o decaimento no seio da água através de estudos realizados em laboratório, determinados por teste de garrafa, estando o decaimento relacionado com a tubagem dependente de ajustes a realizar na fase de calibração, para que os valores de decaimento globais resultem similares aos observados no sistema de distribuição.

Como foi referido, foram e continuam a ser realizados estudos no sentido de complementar e melhorar os já realizados. Vasconcelos (1997) e Clark (1998) aplicaram estes modelos a casos práticos e indicaram alternativas, para uma melhor compreensão desses casos devem ler-se os artigos referenciados anteriormente, para além de outros mais actuais destes e outros autores. Ozdemir (2002) tem publicado artigos onde procura incluir parâmetros que não tenham sido levados em consideração, como sejam o movimento dispersivo de cloro, que ganha preponderância em períodos em que as velocidades nos sistemas de distribuição são baixas, interferindo directamente no consumo do cloro.

3.1 Cinética de decaimento do cloro

É importante separar a parte em que o decaimento do cloro que depende unicamente da reacção química, ignorando o decaimento devido ao funcionamento hidráulico dos sistemas.

Como foi referido, os modelos propostos usam normalmente uma cinética de 1.^a ordem para simular o decaimento do cloro, isto é:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -kC \quad (3.12)$$

Sendo que:

C – concentração de cloro disponível

k – constante cinética de decaimento (1.^a ordem)

Integrando (3.12) obtém-se:

$$C(t) = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (3.13)$$

Em que:

C₀ – concentração inicial de cloro

t – tempo

Segundo Chambers et al (1995, in Dias, 2002), em regra, a concentração das espécies que reagem com o cloro é normalmente bastante superior à deste, tornando esta equação numa reacção de pseudo 1.^a ordem, o que significa que a concentração das espécies que reagem com o cloro não é significativamente alterada no decorrer da reacção.

Por outro lado, Vasconcelos et al. (1997), confirmam que as cinéticas de 1.^a ordem são apropriadas para reacções em que o cloro é o reagente limitante, num processo complexo de reacção (como é a ligação a materiais orgânicos presentes na água), mas identificam a necessidade de prever situações em que possam ocorrer cinéticas diferentes, como o caso de reacções provocadas pela existência de corrosão. Neste contexto, admite-se que, para casos em que ocorre uma reacção de oxidação rápida, se adequa melhor uma cinética de ordem zero, em que a velocidade da reacção não depende da concentração de reagente. Neste caso:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k \quad (3.14)$$

Clark (1998), publicou um modelo contendo uma cinética de 2.^a ordem, em que a constante de decaimento (k) é proporcional ao produto da concentração de cloro pela dos compostos que reagem com este.

Admitindo que:



Obtém-se a equação diferencial:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k.C.X \quad (3.16)$$

Integrando, resulta:

$$C(t) = \frac{K}{1 - R.e^{-ut}} \quad (3.17)$$

em que,

$$R = \frac{aX_{R0}}{bC_0} \quad K = C_0 - \frac{a}{b} X_{R0} \quad u = R.K \quad (3.18)$$

Sendo:

X_{R0} – concentração de espécies que reagem com o cloro no instante $t=0$

a e b – coeficientes estequiométricos da fórmula (3.15)

Já Kastl *et al* (1999), apresentaram cinco esquemas de reacção baseados na ocorrência de reacções em série e em paralelo do cloro com os compostos orgânicos presentes na água, tendo avaliado a sua acção com os resultados medidos em laboratório (adicionando cloro à água bruta). Concluíram que o modelo que melhor se adaptava ao que se passava na realidade era o da reacção paralela de dois grupos de compostos orgânicos com cloro, através da expressão:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k_1.C_{cloro}.C_{org1} - k_2.C_{cloro}.C_{org2} \quad (3.19)$$

Em que:

C_{org1} e C_{org2} – concentração de compostos orgânicos que reagem com o cloro de acordo com duas cinéticas diferentes.

Por fim, referem-se os quatro modelos apresentados por Haas e Karra (1984, in Vieira 2002), que foram testados em águas residuais cloradas e não de abastecimento (tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Modelos para o decaimento do cloro segundo Haas e Karra, 1984 (adaptado de Vieira, 2002)

Modelo	Forma diferencial (dC/dt)	Forma integrada (C=)	Parâmetros ajustáveis
1. ^a ordem	$-kC$	$C_0.e^{(-kt)}$	k
Ordem n	$-kC^n$	$[k.t.(n-1)+(1/C_0)^{(n-1)}]^{-1/(n-1)}$	k,n
1. ^a ordem limitada	$-k(C-C^*)$	$C^*+(C_0-C^*).e^{-kt}$	k,C [*]
1. ^a ordem paralela	$-k_1C_1-k_2C_2$ com $C_{1,0}=C_0x$ $C_{2,0}=C_0(1-x)$	$C_0.x.e^{-k_1.t}+C_0.(1-x).e^{-k_2.t}$	k ₁ , k ₂ , x

Aparecem três modelos novos: o modelo de ordem n, em que a velocidade de reacção é função da concentração de cloro elevada a uma potência n; o modelo de 1.^a ordem limitada, em que se admite a existência de uma fracção de cloro residual inicial (C^{*}) que se mantém sem reagir, estando apenas a quantidade restante sujeita a decaimento (C-C^{*}); o modelo de 1.^a ordem paralela, em que o decaimento do cloro se processa por dois mecanismos envolvendo diferentes componentes de cloro residual, assegurando duas cinéticas de decaimento, com velocidades diferentes. De referir que neste estudo o modelo que proporcionou melhor ajuste aos resultados experimentais foi o de 1.^a ordem paralela.

3.2 Cinética de formação dos tri-halometanos

O estudo da cinética de formação dos tri-halometanos é importante para controlar a qualidade nas redes de abastecimento, mas também para conseguir prever a sua formação ao longo dos sistemas ou, simplesmente, para conhecer a sua cinética. O facto de existirem programas de simulação que modelam a qualidade da água ao longo das redes facilita o conhecimento da evolução dos tri-halometanos nesta situação, sendo para isso necessário conhecer os tipos de reacção do cloro com os constituintes da água e das tubagens em questão.

Muitos modelos têm sido desenvolvidos para melhorar a forma de previsão de formação de tri-halometanos na água para consumo. Uma parte importante dos estudos procura relacionar a formação de tri-halometanos com outros componentes presentes na água ou com métodos que os tornem detectáveis, como sejam o cloro residual, o carbono orgânico dissolvido e carbono orgânico total, a absorvância UV a 254nm (UV254), a concentração do ião brometo (Br^-), entre outros. Isto deve-se em parte à morosidade em obter resultados de tri-halometanos, pois o método normalmente utilizado é a cromatografia gasosa, implicando um processo de extracção em fase sólida.

Os modelos diferem consoante o objecto dos estudos e o facto de serem realizados em laboratório ou em sistemas reais (no “campo”).

Dado o número de estudos envolvidos seria complicado referir pormenorizadamente cada modelo cinético de formação dos tri-halometanos, tendo-se optado por referir o modelo adoptado pelo EPANET 2.0, para além de se fazer referência ao modelo de Clark (1998), que se baseia num modelo de decaimento do cloro já referido no capítulo anterior (2.^a ordem), e tem sido usado em alguns estudos que apresentam boas correlações (Clark, 1998 e Boccelli et al., 2003). Para além disto, são apresentadas tabelas que possuem referência a inúmeros modelos desenvolvidos, desde 1983 até 2003.

O EPANET 2.0 adopta o seguinte modelo para modelar a formação de tri-halometanos ao longo das redes:

$$R = k_b (C_L - C) \quad (3.20)$$

Em que:

k_b – cinética de formação dos tri-halometanos no seio da água

C_L – concentração limite de tri-halometanos

C – concentração de tri-halometanos em dado momento

Este modelo pode ser utilizado nos casos em que a formação última de sub-produtos (C_L) é limitada pela quantidade de material reactivo presente. Podem ser utilizados testes de garrafa para estimar K_b se estes tiverem duração suficiente para medir o valor de C_L directamente (o coeficiente K_b representa o declive da recta $\log [(C_L - C_t)/C_0]$ vs. tempo, em que C_t é a concentração no instante t e C_0 é a concentração no instante inicial).

Clark (1998) desenvolveu o seguinte modelo (cuja base se poderá encontrar na tabela 3.2):

$$\text{TTHM}(t) = T \cdot x(t) + M \quad (3.21)$$

Sendo:

$x(t)$ - decaimento total de cloro no tempo t

$T = p/a$ - é um parâmetro que relaciona a formação de TTHM com o decaimento do cloro (segundo a reacção $aA + bB \rightarrow pP$)

M - concentração de TTHM no momento inicial (M será superior a zero em casos em que a água possua um historial de presença de TTHM ou no caso de ter existido uma desinfecção anterior)

Esta equação é aplicável a diferentes cenários, entendendo-se que o modelo se baseia na proporcionalidade entre a formação de TTHM e o decaimento do cloro. Nas situações de rechloragem terá de ser determinado o decaimento para cada doseamento, por forma a que seja integrado no total de decaimento, impedindo o aparecimento de erros.

Este modelo foi testado por Boccelli et al. (2003), verificando a existência de uma grande correspondência com a situação real, tendo ficado provado que no caso de ser utilizada uma reacção de 2.^a ordem para o decaimento do cloro, existe uma forte proporcionalidade entre o decaimento do cloro e a formação de TTHM. Embora as reacções de 2.^a ordem não descrevam tão bem o decaimento do cloro como a reacção de 1.^a ordem paralela, adequam-se aos estudos de rechloragem, por permitirem boas correlações com a formação dos tri-halometanos.

Tabela 3.2 – Sumário dos modelos de formação de THM, HAA e compostos orgânicos halogenados (adaptado de Sadiq e Rodriguez, 2004)

Autor	Ano	Origem dados	n	r ²	Resultados	Unidades	Modelos previstos para SPD's de cloragem
1. Minear and Morrow	1983	Laboratório	40	> 0.90	TTHM	µmol/L	$-3.91 + (Br^-)^{0.15} + 0.23 (\log (Cl_2) + 0.24 (pH) + 10^{(0.003T)} + 0.26 (NVTOC)$
2. Morrow and Minear*	1987						
3. Urano <i>et al.</i>	1983	Laboratório	NR	NR	TTHM	µg/L	$0.00082 (pH-2.8) (TOC) (D)^{0.23} (t)^{0.36}$
4. Amy <i>et al.</i> *	1987a,b	Laboratório	995	0.90	TTHM	µmol/L	$0.0031 (UV-TOC)^{0.440} (D)^{0.409} (t)^{0.365} (T)^{1.06} (pH-2.6)^{0.715} (Br^-+1)^{0.686}$
5. Chowdhury <i>et al.</i> *	1991						
6. Adin <i>et al.</i>	1991	Laboratório	NR	0.90	TTHM	µg/L	$\frac{(K_1)(K_2)(TOC)[1/((K_1+K_2)(K_3+0.19))]}{+1/((K_1+K_2-K_3-0.19) \ln(1/(K_1+K_3)) \exp^{-(K_1-K_2)/(\ln)})}$ $-[(1/(K_2+0.19)) \exp^{-(K_2-0.19)/(\ln)}]] \text{ em que,}$ $K_1=4.38 \times 10^{-8} (D) ; K_2=11.36 \times 10^{-7} (D); K_3=7.14 \times 10^{-13} (D)^2$
7. Montgomery Watson	1993	Laboratório	864 157 110 116 99 106	0.88 0.80 0.92 0.82 0.83 0.86	CHCl ₃ BDCM BDCM BDCM BDCM CHBr ₃		$0.064(TOC)^{0.329} (UV)^{0.874} (Br^-+0.01)^{0.404} (pH)^{1.161} (D)^{0.561} (t)^{0.309} (T)^{1.018}$ $0.0098(Br^-)^{0.181} (pH)^{2.355} (D)^{0.497} (t)^{0.236} (T)^{0.319} \text{ (for } D, Br^- < 75)$ $1.325(TOC)^{0.725} (Br^-)^{0.794} (D)^{0.632} (t)^{0.204} (T)^{1.441} \text{ (for } D, Br^- > 75)$ $14.998(TOC)^{1.665} (Br^-)^{1.241} (D)^{0.729} (t)^{0.261} (T)^{0.989} \text{ (for } D, Br^- < 50)$ $0.028(UV)^{1.175} (TOC)^{1.073} (Br^-)^{1.573} (pH)^{1.956} (D)^{1.072} (t)^{0.2} (T)^{0.596}$ $\text{(for } D, Br^- > 50)$ $6.533(TOC)^{2.031} (Br^-)^{1.388} (pH)^{1.603} (D)^{1.037} (t)^{0.136}$
8. Lou and Chiang	1994	Campo	16	NR	TTHM	µg/L	$TTHM_0 + 7.01(pH-2.3)^{0.11} (NVTOC)^{1.06} (t)^{0.764} (\beta)$
9. Ibarluzea <i>et al.</i>	1994	Campo	12	0.82	CHCl ₃	µg/L	$10.8 + 0.04 (Flu) + 1.16 (pH) + 0.12 (T) + 1.91 (C_d)$
10. Rathbun	1996a, b, c	Laboratório	669	0.98	TTHM NPOX	µg/L	$14.6 (pH-3.8)^{1.01} (D)^{0.206} (UV)^{0.849} (t)^{0.366}$ $42.0 (13.0-pH)^{1.07} (D)^{0.21} (Br^- + 1)^{2.75} (UV)^{0.847} (t)^{0.142}$
11. Chang <i>et al.</i>	1996	Laboratório	120	0.94	TTHM	µg/L	$12.7 (TOC)^{0.391} (t)^{0.271} (D)^{0.672}$

(Cont. tabela 3.2)

Autor	Ano	Origem dados	n	r ²	Resultados	Unidades	Modelos previstos para SPD's de cloragem	
12. Garcia-Villanova <i>et al.</i>	1997a	Campo	66	0.86	CHCl ₃	µg/L	$\exp(0.348 + 0.00059 (T)^3 - 0.000023 (T)^4 + 0.0237(pH)^2 + \alpha + \epsilon)$	
	1997b						$\exp(0.81 Y - 0.16 (NF) + 0.00047 (T)^3 - 0.00002 (T)^4 + 0.0034 (pH)^2 + \epsilon)$	
13. Huixian <i>et al.</i> **	1997	Laboratório	NR	0.94	POX	µg/L	$7.20 t^{0.03} TOC^{0.49} D^{0.41} (pH + 8.6) e^{(-463.2 T)}$	
				0.92	NPOX		$28.7 t^{0.02} TOC^{0.33} D^{0.44} (20.9 - pH) e^{(-532.47)}$	
$A \left(C_i - \left(\frac{C_i(1-K)}{1 - Ke^{-at}} \right) \right)$ em que,								
14. Clark, R. M. ***	1998	Laboratório	42	A = 0.71	TTHM	µg/L	$u = M(1-K);$	
15. Clark e Sivaganesan ***	1998			K = 0.78			$A = 4.44 C_i^{-0.44} TOC^{0.63} pH^{0.39} T^{0.14}$	
				M = 0.42			$K = 1.38 C_i^{-0.48} TOC^{0.18} pH^{0.96} T^{0.28}$	
$M = e^{(-2.46 - 0.19 TOC - 0.14 pH - 0.07 T - 0.01 T \cdot pH)}$								
16. Goufopoulos <i>et al.</i>	1998	Campo	88	0.98	TTHM	µg/L	$13.5 Ln (Cl-a) - 14.5 (pH) + 230(Br^-) - 140 (Br^-)^2 - 25.3 (S) + 110.6 (Sp) - 6.6 (T \cdot Sp) + 1.48 (T \cdot D)$	
17. Amy <i>et al.</i> *	1998	Laboratório	NR	NR	TTHM	µg/L	$0.00412(DOC)^{1.10} (D)^{0.152} (Br^-)^{0.068} (T)^{0.61} (pH)^{1.60} (t)^{0.260}$	
18. Nokes <i>et al.</i>	1999	Campo			TTHM ₅	µg/L	Função dos coeficientes de reação de produtos intermediários	
19. Rodriguez <i>et al.</i>	2000	Campo	174	0.34	TTHM	µg/L	$1.392(DOC)^{1.092} (pH)^{0.331} (T)^{0.235}$	
		Laboratório	1800	0.90	TTHM	µg/L	$0.044(DOC)^{1.030} (t)^{0.262} (pH)^{1.149} (D)^{0.277} (T)^{0.968}$	
$p = \frac{e^{a(\text{tratamento}) + b(r \text{ região}) + c(\text{estação}) + d(\text{origem}) + \epsilon}}{1 + e^{a(\text{tratamento}) + b(r \text{ região}) + c(\text{estação}) + d(\text{origem}) + \epsilon}}$								
20. Milot <i>et al.</i>	2000	Laboratório			TTHM		em que p se refere à probabilidade de exceder os níveis regulamentados de TTHM; a, b, c, d, e designam os coeficientes de regressão.	
$A_i \left(C_i - \left(\frac{C_i(1-K)}{1 - Ke^{-at}} \right) \right)$ em que,								
21. Clark <i>et al.</i> *	2001	Laboratório	17-20	M = 0.70 K = 0.95	13 DBP ₅ incluindo	µmol/L	$u = M(1-K)$	
					TTHM ₅ e HAA ₅		$M = 52.46 e^{(-0.325 Br^-)} \cdot e^{0.0145 (C_i \cdot pH)} \cdot Cl_i^{(-2.32)} \cdot e^{0.46 (P)} \cdot e^{(-2.31 (pH))}$	
							$K = 6.62 (pH)^{0.13} \cdot (Br^- + t)^{0.10} \cdot (Cl_i)^{0.75}$	
							$A_i = -G + e^{at} \cdot (pH)^{bi} \cdot (Cl_i)^{ci} \cdot (P + G)^{di} \cdot e^{(6i Br^- - \beta \cdot (Br^-)^2 - \gamma \cdot (Br^-)^3)}$	
							$\forall i = 1, 2, \dots, 13 \quad P = \frac{m \cdot Br^-}{m \cdot Br^- + m \cdot Cl_i}$	
sendo (m · Br ⁻) = moles de Br ⁻ e (m · Cl _i) = moles de cloro inicial								

(Cont. tabela 3.2)

Autor	Ano	Origem dados	n	r ²	Resultados	Unidades	Modelos previstos para SPD's de cloragem
22. Gofinopoulos and Arhonditsis	2002	Campo	126	0.52	<i>TTHM</i>	µg/L	$-0.26 (Ch-a) + 1.57 (pH) + 28.74 [Br] - 66.72 [Br]^2 - 43.63 (S) + 1.13 (Sp) + 2.62 (T-S) - 0.72 (T-D)$
			126	0.51	$CHCl_3$	µg/L	$-0.32 (Ch-a) + 0.68 (pH) + 2.51 (D) + 1.93 (Sp) - 22.1 (S) + 1.38 (T-S) - 0.12 (T-D)$
			126	0.62	<i>BDCM</i>	µg/L	$-0.37 (Ch-a) + 0.32 (pH) + 16.16 [Br] - 29.82 [Br]^2 + 1.88 (D) + 5.17 (S) - 0.37 (T-S) - 0.12 (T-D)$
23. Villanueva <i>et al.</i>	2003	Campo	18	0.57 – 0.97	<i>H4As</i>	µg/L	Regressão linear em função de várias espécies de THM's
24. Serodes <i>et al.</i>	2003	Laboratório	51-53	0.56-0.92	<i>TTHM</i>	µg/L	Regressão linear e não linear em função da água de diferentes origens (dependendo da temperatura, TOC, dose de cloro e tempo de contacto)
					<i>H4As</i>		
25. Gang <i>et al.</i>	2003	Laboratório	NR	NR	<i>TTHM</i>		$\alpha_1 D \{1 - f e^{(-kr \cdot t)} - (1 - f) e^{(-kr \cdot t)}\}$

*Mais do que um modelo apresentado; ** Temperatura (T) está em graus K; *** Tempo em minutos

Nomenclatura: *TTHM* = total tri-halometanos; *TTHMO* = concentração inicial de *TTHM*; $CHCl_3$ = cloroformio; *BDCM* = Bromodiclorometano; *DBCM* = Dibromoclorometano; $CHBr_3$ = Bromofórmio; *MCAA* = Ácido monocloraacético; *DCAA* = Ácido dicloroacético; *TCAA* = Ácido tricloroacético; *MBAA* = Ácido monobromoacético; *DBAA* = Ácido dibromoacético; *UV* = Absorvância UV a 254 nm (cm⁻¹); *TOC* = Carbono orgânico total (mg/L); *NVTOC* = Carbono orgânico não-volátil (mg/L); *DOC* = Carbono orgânico dissolvido (mg/L); *POX* = organo-halogenados purgáveis (µg/L); *NPOX* = organo-halogenados não purgáveis (µg/L); *T* = temperatura água (°C); *Flu* = fluorescência (%); *D* = dose de cloro (mg/L); *f* = fracção do decaimento do cloro atribuída a reacções rápidas; *CO* = cloro residual à saída da ETA (mg/L); *Cl1* = concentração inicial de cloro; *Cl* = cloro residual inicial (mg/L); α = parâmetro dependente da localização em que o cloroformio é previsto; $\alpha 1$ = coeficiente limite *TTHM*; ε = erro aleatório; β = parâmetro de dispersão da água no sistema de distribuição; *kr* and *ks* = constantes de decaimento de 1.ª ordem para reacções rápidas e lentas, respectivamente; *Br* = ião brometo (mg/L); *t* = tempo de reacção (hrs); *S* = variável fictícia (verão); *Sp* = variável fictícia (primavera); *G* = 1 para compostos clorados e *G* = 0.0001 para outros compostos; *Ch-a* = clorofila-a (mg/m3); *ai*, *bi*, *ci*, *di*, *ei*, *fi*, *gi* = constantes dependentes do tipo de SPD (ver Clark *et al.*, 2001); *NF* = variável fictícia perto ou longe; *Y* = ano de amostragem sob a forma binária; *NR* = sem informação.

4. DESCRIÇÃO DO EPANET

O EPANET foi o programa seleccionado pela sua larga implementação no mercado, mas também por ter sido desenvolvido pela USEPA, a agência de protecção ambiental dos E.U.A. O programa está disponível para ser descarregado a partir do site da EPA, existindo uma versão portuguesa disponibilizada pelo Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC). A versão aqui utilizada para a simulação da rede de abastecimento foi o EPANET 2.0 em português. É também possível obter o manual deste programa (Rossman, 2000), existindo uma tradução para português pelo LNEC.

O EPANET é um programa informático que permite executar simulações estáticas e dinâmicas do comportamento hidráulico e de qualidade da água de sistemas de abastecimento. Uma rede é constituída por tubagens, bombas, válvulas e reservatórios de nível fixo e/ou reservatórios de nível variável. O EPANET permite obter os valores do caudal em cada tubagem, da pressão em cada nó, da altura de água em cada reservatório de nível variável e da concentração de espécies químicas através da rede durante o período de simulação, subdividido em múltiplos passos de cálculo. Adicionalmente, para além de espécies químicas, o cálculo da idade da água e o rastreio da origem de água em qualquer ponto da rede podem também ser levados a cabo.

Este programa foi concebido para ser uma ferramenta de apoio à análise de sistemas de abastecimento, melhorando o conhecimento sobre o transporte e o destino dos constituintes da água para consumo humano. Pode ser utilizado em diversas situações onde seja necessário efectuar simulações de sistemas de abastecimento. O estabelecimento de cenários de projecto, a calibração de modelos hidráulicos, a análise do decaimento do cloro residual e a avaliação dos consumos, constituem alguns exemplos. O EPANET pode ajudar a analisar estratégias alternativas de gestão, de modo a melhorar a qualidade da água ao longo do sistema, através de, por exemplo:

- alterações na utilização de origens de água num sistema com múltiplas origens;
- alteração de esquemas de funcionamento de grupos elevatórios e enchimento/esvaziamento de reservatórios de nível variável;
- utilização de tratamento adicional, como seja a recloragem;
- selecção de tubagens para limpeza e substituição.

Em ambiente *Windows*, o EPANET fornece um ambiente integrado para editar dados de entrada da rede, executar simulações hidráulicas e de qualidade da água e visualizar os resultados em vários formatos. Estes últimos incluem a possibilidade de visualizar mapas da rede com codificação a cores, tabelas de dados, gráficos de séries temporais e gráficos de isolinhas.

4.1 Capacidades de Modelação Hidráulica

Uma rede completamente caracterizada, ou seja, incluindo todas as tubagens, sem simplificações, e uma modelação hidráulica fiável, constituem pré-requisitos essenciais para a correcta modelação de qualidade da água. O EPANET contém um conjunto de ferramentas de cálculo para apoio à simulação hidráulica, das quais se destacam como principais características:

- dimensão (número de componentes) da rede a analisar ilimitada;
- cálculo da perda de carga utilizando as fórmulas de Hazen-Williams, Darcy-Weisbach ou Chezy-Manning;
- consideração das perdas de carga singulares em curvas, alargamentos, estreitamentos, entre outros;
- modelação de bombas de velocidade constante ou variável;
- cálculo da energia de bombeamento e do respectivo custo;
- modelação dos principais tipos de válvulas, incluindo válvulas de seccionamento, de retenção, reguladoras de pressão e de caudal;
- modelação de reservatórios de armazenamento de nível variável de formas diversas, através de curvas de volume em função da altura de água;
- múltiplas categorias de consumo nos nós, cada uma com um padrão próprio de variação no tempo;
- modelação da relação entre pressão e caudal efluente de dispositivos emissores (por exemplo aspersores de rega ou consumos dependentes da pressão);
- possibilidade de basear as condições de operação do sistema em controlos simples, dependentes de uma só condição (por exemplo: altura de água num reservatório de nível variável, tempo), ou em controlos com condições múltiplas.

4.2 Capacidades de Modelação da Qualidade da Água

Para além da modelação hidráulica, o EPANET fornece as seguintes possibilidades relativamente à modelação da qualidade da água:

- modelação do transporte de um constituinte não-reactivo (por exemplo, um traçador) através da rede ao longo do tempo;
- modelação do transporte, mistura e transformação de um constituinte reactivo, à medida que este decai (por exemplo., cloro residual) ou é formado (por exemplo, um subproduto da desinfecção) com o tempo;
- modelação do tempo de percurso da água através da rede;
- cálculo da percentagem de caudal que, com origem em determinado nó, atinge qualquer outro nó ao longo do tempo (por exemplo, cálculo da importância relativa de duas origens de água diferentes);
- modelação de reacções de decaimento do cloro no seio do escoamento e na parede da tubagem;
- utilização de cinéticas de ordem 0 ou 1 para modelar reacções na parede das tubagens;
- definição de limites para a transferência de massa na modelação de reacções na parede;
- existência de reacções de crescimento ou decaimento controladas por um valor de concentração-limite;
- aplicação à rede de coeficientes de reacção globais, que podem ser modificados individualmente para cada tubagem;
- possibilidade de relacionar o coeficiente de reacção na parede com a rugosidade da tubagem;
- definição de variação temporal da concentração ou de entrada de massa em qualquer ponto da rede;
- modelação de reservatórios de armazenamento de nível variável como reactores perfeitamente agitados, de escoamento pistão ou ainda de mistura com dois

compartimentos.

Tirando partido destas possibilidades, o EPANET pode efectuar os seguintes tipos de análise:

- Mistura de água a partir de diversas origens;
- Determinação do tempo de percurso da água através de um sistema;
- Determinação do decaimento de cloro residual;
- Determinação da formação de subprodutos da desinfecção;
- Rastreo da propagação de contaminantes ao longo da rede.

4.3 Passos de utilização do EPANET

A modelação de um sistema de abastecimento de água através do EPANET utiliza tipicamente os seguintes passos:

1. Representação esquemática do sistema de abastecimento ou importação de uma descrição-base do sistema a partir de um ficheiro de texto;
2. Edição das propriedades dos objectos que constituem o sistema, definindo as suas características;
3. Descrição das condições de operacionalidade do sistema;
4. Selecção do conjunto de opções de simulação;
5. Execução da simulação hidráulica ou de qualidade da água;
6. Visualização dos resultados da simulação;
7. Realização da calibração hidráulica e de qualidade.

4.4 Modelo da Rede

O EPANET modela os objectos físicos que constituem um sistema de abastecimento de água, assim como os parâmetros operacionais.

4.4.1 Componentes físicos

O programa modela um sistema de abastecimento de água como sendo um conjunto de troços ligados a nós. Os troços representam as tubagens, bombas e válvulas de controlo. Os nós representam junções, reservatórios de nível fixo (RNF) e reservatórios de nível variável (RNV). A figura 4.1 ilustra o modo como estes objectos se podem ligar entre si, por forma a constituir uma rede.

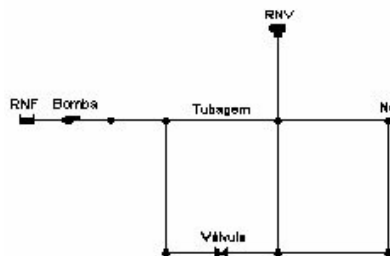


Figura 4.1 – Componentes físicos de um sistema de abastecimento de água.

4.4.1.1 Nós

Os nós são os pontos da rede onde os troços se ligam entre si e onde a água entra e sai da rede. Os dados de entrada obrigatórios para os nós são:

- Cota;
- Consumo (se introduzirmos um consumo negativo significa que é um ponto de entrada de água);
- Qualidade inicial da água.

Em cada instante da simulação, o programa dá-nos os seguintes resultados para os nós da rede:

- Carga hidráulica total;
- Pressão (altura piezométrica);
- Qualidade da água.

4.4.1.2 Reservatórios de Nível Fixo

Os reservatórios de nível fixo são nós especiais que representam um volume de armazenamento de água de capacidade ilimitada e carga hidráulica constante. Constituem, assim, origens ou sumidouros de água externos à rede. São utilizados para simular lagos, rios ou aquíferos ou, mais frequentemente, ligações a outros sistemas. Os reservatórios de nível fixo podem servir, também, como pontos de origem de qualidade da água.

Os principais parâmetros a inserir nas propriedades do reservatório de nível fixo são o nível de água e a qualidade inicial para simulações de qualidade da água. O reservatório de nível fixo é um ponto de fronteira, cujas propriedades são totalmente independentes do funcionamento da rede, o que decorre da sua capacidade ser ilimitada. O utilizador pode pré-definir, para um reservatório de nível fixo, que a carga hidráulica seja variável no tempo, associando-lhe um padrão temporal. É possível aplicar o mesmo processo ao nível da qualidade de água.

4.4.1.3 Reservatórios de Nível Variável

Os reservatórios de nível variável são também nós particulares da rede, possuindo uma capacidade de armazenamento limitada e podendo o volume de água armazenada variar ao longo da simulação.

Um reservatório de nível variável é definido pelas seguintes propriedades principais:

- cota do fundo (onde a altura de água é zero);
- diâmetro (ou curva de volume, se a forma não for cilíndrica);
- altura de água mínima (altura de soleira);
- altura de água máxima;
- altura de água inicial para o cenário a simular;
- qualidade da água inicial.

Os principais resultados produzidos pela simulação ao longo do tempo são a carga hidráulica (nível de água) e a qualidade da água.

Os reservatórios de nível variável são modelados para operar entre as alturas de água mínima e máxima. O EPANET interrompe a saída ou entrada de caudal dos reservatórios de nível variável se for atingida a altura de água mínima ou máxima, respectivamente. Os reservatórios de nível variável podem servir também como pontos de origem de qualidade da água. O EPANET permite utilizar quatro tipos diferentes de modelos para caracterizar as reacções de mistura no interior de reservatórios de nível variável: reservatórios de mistura completa, de mistura com dois compartimentos, com escoamento pistão (first in/first out) e com escoamento pistão LIFO (last in/first out).

4.4.1.4 Tubagens

As tubagens são troços que transportam água entre os vários pontos da rede. O EPANET considera que o escoamento ocorre em pressão em todas as tubagens ao longo da simulação. O escoamento ocorre dos pontos com carga hidráulica mais elevada (energia interna por unidade de peso de fluido) para os pontos com carga hidráulica mais baixa.

Os principais parâmetros a inserir nas propriedades das tubagens são:

- nó inicial e final;
- diâmetro;
- comprimento;
- coeficiente de rugosidade (para determinar a perda de carga);
- estado (aberto, fechado ou contendo uma válvula de retenção);
- coeficiente de reacção no seio do escoamento.

A opção “Estado” permite que, de modo indirecto, a tubagem contenha uma válvula de seccionamento ou uma válvula de retenção (VR), permitindo que o escoamento na tubagem se processe apenas num sentido.

Em resultado da simulação, obtêm-se as seguintes grandezas relativas às tubagens:

- caudal;
- velocidade;
- perda de carga (por 1000 metros de tubagem);
- factor de resistência;
- concentração média do parâmetro de qualidade da água simulado (ao longo da tubagem).

Nas tubagens é possível escolher a fórmula a usar para a perda de carga hidráulica entre as fórmulas de Hazen-Williams (descrita para regimes de escoamento turbulento), Darcy-Weisbach (aplicável a todos os regimes de escoamento) e Chezy-Manning (vulgarmente utilizada para escoamento em superfície livre), sendo a primeira a mais frequentemente utilizada.

Podem, ainda, existir perdas de carga singulares (também designadas perdas de carga localizadas), provocadas pelo aumento da turbulência devido à existência de curvas,

alargamentos e estreitamentos. A importância de incluir tais perdas na simulação depende da topologia da rede e do grau de exactidão pretendido. Estas podem ser consideradas associando à tubagem um coeficiente de perda de carga singular. A perda de carga singular é traduzida pelo produto deste coeficiente pela altura cinética do escoamento de acordo com a seguinte expressão:

$$h_f = K \left(\frac{v^2}{2g} \right) \quad (4.1)$$

Em que:

K = coeficiente de perda de carga singular;

v = velocidade do escoamento (comprimento/tempo)

g = aceleração da gravidade (comprimento/tempo²).

4.4.1.5 Bombas

As bombas são troços da rede que transferem energia para o escoamento, aumentando a sua carga hidráulica. Os principais dados a inserir no programa, relativos à bomba, são os nós inicial e final e a curva da bomba (combinação de valores de carga hidráulica e caudal que definem a curva de funcionamento). Em vez da curva característica, a bomba pode ser representada por um parâmetro que forneça um valor constante de energia (horsepower (hp), quilowatt (kW)) ao escoamento, para todas as combinações de caudal e carga hidráulica.

Os principais resultados produzidos pela simulação são o caudal bombeado e a altura de elevação. As condições de operação da bomba podem ser descritas associando-lhe um padrão temporal relativo à variação da regulação de velocidade. O EPANET também possibilita determinar o consumo de energia e o custo de bombeamento.

O escoamento através de uma bomba é unidireccional. Se as condições de operação do sistema exigirem maior carga hidráulica do que aquela que pode ser fornecida ao escoamento pela bomba, o programa desliga a bomba. Se for necessário um caudal superior ao valor máximo, o EPANET extrapola a curva característica da bomba para o caudal pretendido, mesmo que se obtenha uma carga hidráulica negativa. Em ambas as situações, é mostrada uma mensagem de aviso.

4.4.1.6 Válvulas

As válvulas são troços que limitam a pressão ou o caudal num ponto particular da rede. Os principais dados de simulação a introduzir são:

- nós inicial e final;
- diâmetro;
- parâmetro de controlo na válvula;
- estado.

Os principais resultados produzidos pela simulação são o caudal e a perda de carga. Os principais tipos de válvulas modelados pelo EPANET são:

- Válvula de Controlo da Pressão a Jusante ou Válvula Redutora de Pressão, VRP (*Pressure Reducing Valve, PRV*);
- Válvula de Controlo da Pressão a Montante ou Válvula de Alívio, VA (*Pressure Sustaining Valve, PSV*);
- Válvula de Perda de Carga Fixa, VPCF (*Pressure Breaker Valve, PBV*);
- Válvula Reguladora de Caudal, VRC (*Flow Control Valve, FCV*);
- Válvula de Controlo de Perda de Carga ou Válvula de Borboleta, VB (*Throttle Control Valve, TCV*);
- Válvula Genérica, VG (*General Purpose Valve, GPV*);

Cada tipo de válvula é caracterizado por um parâmetro de controlo diferente que descreve o ponto de operação desta (pressão para as VRP, VA e VPCF; caudal para as VRC; coeficiente de perda de carga singular para as VB e curva de perda de carga para as VG).

As instruções de controlo das válvulas podem ser anuladas se for especificado na propriedade “Estado Fixo” que está aberta ou fechada. O estado da válvula e as respectivas condições de operação podem ser alteradas durante a simulação utilizando a opção “Controlos”.

4.4.2 Componentes não-físicos

Há uma variedade de dados que é possível adicionar à rede elaborada tornando o seu funcionamento mais realista. Isto é possível através de: curvas de funcionamento das bombas ou dos níveis das células dos reservatórios, padrões de consumo horários, controlos simples/múltiplos que regulam o funcionamento de pontos importantes no sistema. Obviamente que a qualidade destes dados se reflectirá na simulação final, sendo que muitos destes dados não estão normalmente disponíveis.

O EPANET pode, assim, traduzir-se num espaço de progressão em que com um conhecimento aprofundado dos sistemas se melhora continuamente a qualidade dos resultados obtidos na simulação.

4.5 Simulação de qualidade no EPANET 2.0

O simulador de qualidade da água do EPANET utiliza o método lagrangeano (acompanha-se o movimento do volume de controlo ao longo da rede e analisam-se as mudanças que vão ocorrendo) para seguir o destino de parcelas discretas de água (modeladas como segmentos), à medida que estas se deslocam nas tubagens e se misturam nos nós, entre passos de cálculo com comprimento fixo. Este método foi definido por Liou e Kroon (1987 in Dias, 2002). No final de cada passo de cálculo:

1. A qualidade da água em cada segmento é actualizada de modo a reflectir qualquer reacção que possa ter ocorrido ao longo do passo de cálculo.
2. A água que entra em cada nó proveniente de parcelas de água de várias tubagens com caudal é misturada com o caudal externo (se existir) para calcular um novo valor de qualidade da água no nó. A contribuição de volume proveniente de cada segmento é igual ao produto do caudal na tubagem pelo passo de cálculo. Se este volume exceder o volume do segmento à frente, o segmento é destruído e um

novo segmento adjacente imediatamente atrás é criado para contribuir com esse volume.

3. Novos segmentos são criados em tubagens com o caudal que sai de cada nó, RNF e RNV. O volume do segmento é igual ao produto do caudal na tubagem pelo passo de cálculo. A qualidade da água no segmento é igual ao novo valor de qualidade no nó (passo 2).

Para reduzir o número de segmentos, o passo 3 é apenas executado se a nova qualidade da água no nó diferir da tolerância de qualidade, previamente especificada, relativamente ao valor de qualidade no último segmento da tubagem de saída. Se a diferença de qualidade estiver abaixo da tolerância especificada, o tamanho corrente do último segmento da tubagem de saída é simplesmente aumentado para o volume respectivo ao caudal na tubagem para o passo de cálculo respectivo. Na figura 4.2 é demonstrado o comportamento dos segmentos segundo o método lagrangeano.

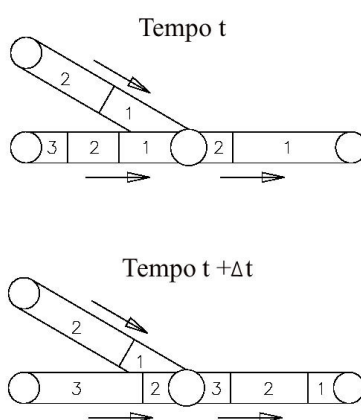


Figura 4.2 – Comportamento dos segmentos segundo o método lagrangeano (adaptado de Dias, 2002).

Os modelos cinéticos relativos à modelação da qualidade disponíveis no EPANET são:

- Reacção no seio da água – pode ser simulada como de primeira, segunda ou ordem n ;
- Reacção na parede da tubagem – pode ser simulada como ordem zero ou primeira ordem.

Estes valores poderão ser modificados para nós ou troços específicos, respectivamente no caso da reacção ocorrer no seio da água ou no caso da reacção da parede da tubagem. Devido às suas características, é possível identificar nesses pontos variações concretas que conduzem a uma evolução diferente da que ocorre na globalidade do sistema.

O modelo cinético do decaimento do cloro normalmente usado neste programa é o modelo de primeira ordem, por apresentar melhores resultados na modelação, sendo:

$$R = K_b C \quad (4.2)$$

O coeficiente K_b (K_{bulk}) depende das propriedades da água a modelar, variando, em primeira aproximação, numa gama compreendida entre -0.01/dia e -1.0/dia. Se a

reação é de primeira ordem, a representação gráfica dos valores de $\log (C_t/C_0)$ em função do tempo, permite obter uma linha recta onde C_t é a concentração no instante t e C_0 é a concentração no instante inicial. O valor de K_b é estimado a partir do declive da recta.

A formação de tri-halometanos no seio da água é normalmente modelada recorrendo ao modelo de cinética de 1.^a ordem limitada, em que, segundo o manual do EPANET:

$$R = K_b (C_L - C), \quad (4.3)$$

Sendo a formação última de sub-produtos (C_L) limitada pela quantidade de material reactivo presente. Podem ser utilizados testes de garrafa para estimar K_b se estes tiverem duração suficiente para medir o valor de C_L directamente (o coeficiente K_b corresponde ao declive da recta $\log [(C_L - C_t)/C_0]$ em função do tempo, em que C_t é a concentração no instante t e C_0 é a concentração no instante inicial.)

5. PLANO EXPERIMENTAL

De acordo com o planeado, este trabalho envolveu uma avaliação dos factores que influenciam o decaimento de cloro no seio da água, bem como a formação de tri-halometanos, sendo uma fase importante para estudar a cinética dos dois processos. Para além disto, foram realizados ensaios numa tubagem, à escala laboratorial, e aplicados os resultados obtidos a um caso prático de uma conduta de abastecimento de água.

O estudo foi realizado no sentido de perceber, conhecidas as condições habituais de funcionamento do sistema ao qual iria ser aplicado o projecto, quais as variações significativas que poderiam ocorrer ao longo das tubagens, identificando a cinética de decaimento do cloro e de formação de tri-halometanos.

5.1 Estudo de parâmetros envolvidos no decaimento do cloro e na formação de tri-halometanos no seio da água

Para avaliar a cinética de decaimento do cloro no seio da água foram realizadas duas séries de ensaios, uma na presença de cloro residual, em que era adicionado cloro em concentrações conhecidas e de acordo com a gama de valores habitual no subsistema em estudo, e outra na presença de cloro residual e de matéria orgânica (adicionada sob a forma de indulina).

Os valores de cloro utilizados para o estudo da cinética de decaimento foram seleccionados a partir dos dados referenciados pela Águas do Douro e Paiva, S.A. (AdDP), numa gama que abrangesse os valores normalmente encontrados ao longo do sistema escolhido.

Com a primeira série de ensaios procurou-se verificar como se processava o decaimento do cloro no seio da água, tendo sido utilizada água recolhida na Estação de Tratamento de Água de Lever (na etapa imediatamente anterior à desinfecção com cloro) e adicionado cloro, no laboratório, de forma a obter concentrações iniciais de cloro residual com valores entre 0,5 e 2 mg/l. A temperatura manteve-se aproximadamente constante durante os ensaios realizados, rondando os 20°C.

Os ensaios da segunda série foram realizados adicionando indulina à água, composto utilizado para simular a matéria orgânica, para além do cloro, tendo os valores de COT variado entre 1,50 mg/l e 4,50 mg/l, para concentrações de cloro entre os 0,50 e 1,50 mg/l. O objectivo era verificar a influência da concentração de matéria orgânica na cinética de decaimento do cloro no seio da água.

5.2 Estudo de parâmetros envolvidos no decaimento do cloro e na formação de tri-halometanos em reacções com a tubagem

Na tentativa de estudar a cinética de decaimento do cloro devido a reacções com a parede da tubagem, foi construída uma instalação com tubagem de PVC de ½" de diâmetro e cerca de 12 m de comprimento, alimentada com água por meio de uma bomba peristáltica. O caudal foi fixado de modo a obter-se uma velocidade média de escoamento semelhante à do sistema em estudo. Também se perspectivou a possibilidade de estudar o crescimento do biofilme, mas foi impossível devido ao tempo que seria necessário despende.

Na montagem experimental foram realizadas duas séries de ensaios, uma realizada somente na presença de cloro e outra na presença de cloro e indulina. No primeiro caso foram realizados três ensaios, numa gama de 0,5mg/l a 1,5 mg/l de cloro residual, tendo-se na segunda série de ensaios recorrido a duas concentrações de cloro e duas concentrações de COT para avaliar, de uma forma geral, a velocidade de decaimento do cloro.

Conforme se fará referência mais adiante, estes estudos requeriam mais tempo e um maior número de ensaios para poderem fornecer resultados mais fiáveis, sendo também necessário recorrer a diferentes materiais e diâmetros para perspectivar a influência das paredes da tubagem, de forma a tornar-se esclarecedora. Mesmo assim, optou-se pela sua realização.

5.3 Estudo do decaimento do cloro e formação de tri-halometanos no subsistema seleccionado.

Uma vez caracterizada a rede de abastecimento de água e tratada a informação obtida nos ensaios efectuados em laboratório, foram realizadas determinações analíticas nos pontos considerados de maior interesse de forma a calibrar o modelo entretanto desenvolvido no programa EPANET 2.0.

Dada a existência de alguns dados históricos relativos ao cloro para alguns dos pontos seleccionados foram também aproveitados para este estudo, de forma a confirmar a adequação do modelo ao funcionamento do sistema.

5.4 “Testes de garrafa”

O decaimento do cloro devido a reacções que ocorrem no seio da água é habitualmente estudado através do designado “teste de garrafa”, que permite avaliar unicamente o efeito das reacções que ocorrem no seio da água. Para isto são usados frascos de Winkler, em que é introduzida água com concentrações de cloro inicial conhecidas, sendo realizadas medições de cloro de acordo com o intervalo de tempo desejado, de forma a permitir uma avaliação da cinética das reacções.

A água utilizada nos ensaios laboratoriais foi recolhida à saída da ETA de Lever, antes da desinfecção final (cloragem), em garrafões de 5l, preparados para o efeito, sendo imediatamente transportada para o laboratório da ETA de Lever onde se efectuavam as determinações de condutividade, oxigénio dissolvido e pH. Após estas análises era feito o transporte da água, em malas refrigeradas, até à FEUP onde foram realizados os ensaios. A figura 5.1 mostra um esquema da metodologia adoptada para os “testes de garrafa”. Na tabela 5.1 são apresentadas as características da água usada nos ensaios.

Tabela 5.1 – Características da água à saída da ETA de Lever.

Parâmetro	Gama de valores verificados
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	271 - 348
Oxigénio dissolvido ($\text{mg O}_2/\text{l}$)	6.36 – 7.05
Amónia (NH_3/l)	inferior limite detecção
COT (mg/l)	inferior limite detecção
pH	7.11 – 7.35

Já nas instalações do Departamento de Engenharia Química da FEUP, era adicionado hipoclorito de sódio aos garrafões de 5l, de acordo com a concentração inicial desejada, a partir de uma solução mãe. O volume de solução de hipoclorito a adicionar foi calculado de modo a obter a concentração de cloro inicial pretendido. Os ensaios foram realizados a uma gama de temperatura que oscilou entre os 18,5°C e os 21,5°C.

Depois deste passo era imediatamente realizada a primeira leitura da concentração de cloro inicial, sendo as restantes amostras acondicionadas em frascos tipo Winkler, totalmente cheios, com tampa estanque e forrados exteriormente com folha de alumínio. Os frascos foram mantidos a temperatura aproximadamente constante e ao abrigo da luz. Mediu-se a concentração de cloro em diferentes intervalos de tempo, que haviam sido previamente definidos, usando para o efeito frascos de Winkler diferentes. As leituras eram sempre repetidas, no mínimo duas vezes, de forma a eliminar qualquer erro. O cloro residual presente foi analisado por um método tritimétrico, utilizando o DPD (N,N-dietil-p-fenilenediamina) como indicador e o FAS (Sulfato Ferroso Amoniacal) como titulante (conforme o método descrito no anexo 1).

Relativamente à análise dos tri-halometanos, eram recolhidas amostras a partir dos frascos de Winkler ao mesmo tempo que era feita a amostragem para a análise do cloro. As amostras eram colocadas em “vials” previamente tratados para o efeito, de forma a manter as concentrações, impedindo as reacções até à altura da análise, conforme descrito no método apresentado no anexo 2. O método analítico foi desenvolvido para a determinação de quatro tri-halometanos (THM) - clorofórmio (CHCl_3), diclorobromometano (CHCl_2Br), dibromoclorometano (CHClBr_2) e bromofórmio (CHBr_3) - subprodutos resultantes da desinfecção de águas com cloro. As técnicas

utilizadas para a extração e a separação/análise dos THMs foram a microextração em fase sólida e a cromatografia gasosa com detector de captura de electrões.

Procedimento idêntico foi adoptado para os ensaios com matéria orgânica. Foi utilizada indulina para simular os compostos orgânicos, devido à semelhança de estrutura entre a indulina e os ácidos húmicos presentes em águas de consumo.

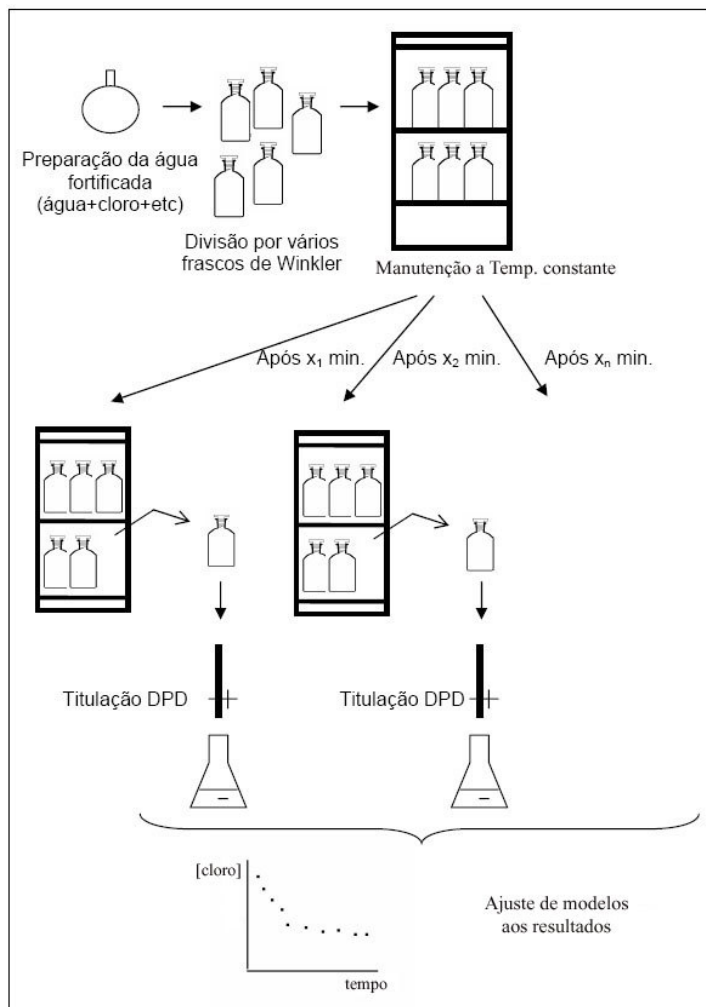


Figura 5.1 – Metodologia para a determinação da constante cinética de decaimento no seio da água (Vieira, 2002).

Para preparar a solução de trabalho de indulina admitiu-se que a razão carbono/peso molecular total era a mesma do fenol – C_6H_5OH – ou seja 72/94 (opção idêntica foi assumida por Vieira, 2002). Depois de preparada esta solução foi analisada uma amostra e adoptado o valor obtido de COT para preparar os ensaios. As análises de COT foram realizadas no laboratório de Ciências do Ambiente, Departamento de Engenharia Química da FEUP. O analisador utilizado era da marca Shimadzu, modelo TOC-5000A (figura 5.2), fornecendo leituras to carbono total, carbono inorgânico e carbono orgânico total.



Figura 5.2 – Analisador de carbono orgânico total.

5.5 Ensaios em tubagem

Na sequência do trabalho realizado por Vieira (2002) e Vieira e Coelho (2004) entendeu-se que seria do maior interesse realizar ensaios numa tubagem à escala laboratorial, de forma a avaliar a influência de parâmetros associados ao consumo de cloro e formação de SPD nas paredes das tubagens. Este estudo foi, no entanto, realizado numa única montagem experimental, tendo sido possível realizar alguns testes com diferentes concentrações de cloro, bem como de cloro e matéria orgânica, de forma a avaliar as diferenças na cinética de decaimento de cloro e/ou na formação de tri-halometanos.

A tubagem foi montada na mesma sala onde decorreram os “testes de garrafa”, tendo-se constatado que o local era bom para a realização do ensaio, devido à temperatura não apresentar praticamente oscilações. Uma vez que foi usado um único tipo de material (PVC) e um diâmetro (1/2”) limitar-se-á, obviamente, a análise referente a estes ensaios ao essencial, sendo prudente não retirar ilações definitivas a partir dos resultados obtidos.

O modelo experimental foi construído tendo por base uma tubagem em forma de U, com um comprimento total de 12 m (como havia sido proposto por Vieira, 2002). Esta tubagem possuía tanto no início como no fim, pequenos troços maleáveis que possibilitavam a ligação à bomba e ao local de extracção de água. A bomba funcionava com caudal fixo, de modo a obter uma velocidade de escoamento semelhante à que se verifica no sistema de distribuição em estudo, e sob pressão. Os reagentes eram misturados no recipiente que continha a água.

Foi também construído um “by-pass” à tubagem principal, em que seria possível observar o crescimento de biofilme. No entanto, o tempo disponível não foi suficiente para avançar com estes ensaios. Nas figuras 5.3 e 5.4 pode-se visualizar a instalação.



Figura 5.3 – Pormenor da montagem experimental – “by-pass” para observar o crescimento de biofilme.



Figura 5.4 – Montagem experimental para estudo do decaimento do cloro devido ao consumo na parede

Na tabela 5.2 estão indicados os ensaios realizados e as condições iniciais em termos de cloro residual e matéria orgânica (expressa em COT).

Tabela 5.2 – Ensaio efectuados e condições de realização.

Teste	Ensaio	Concentração de Cloro (mg/l)	COT (mg/l)
Garrafa	1.1	0.51	-
	1.2	1.14	-
	1.3	1.38	-
	1.4	2.01	-
	2.1	0,51	1.59
	2.2	0.64	4.53
	2.3	1.50	2.21
Tubagem	3.1	0,67	-
	3.2	0,94	-
	3.3	1.32	-
	4.1	0.85	3.49
	4.2	0.99	2.29

6. CASO DE ESTUDO

6.1 Descrição do subsistema

Foi seleccionado como caso de estudo uma parte do subsistema Lever Sector Sul, que compreende vários troços da rede de abastecimento entre a estação de cloragem de Rio Meão, em Santa Maria da Feira, e o ponto de entrega de Loureiro, em Oliveira de Azeméis. Na figura 6.1 é representado um esquema geral dos sistemas da AdDP, estando identificado o subsistema seleccionado.

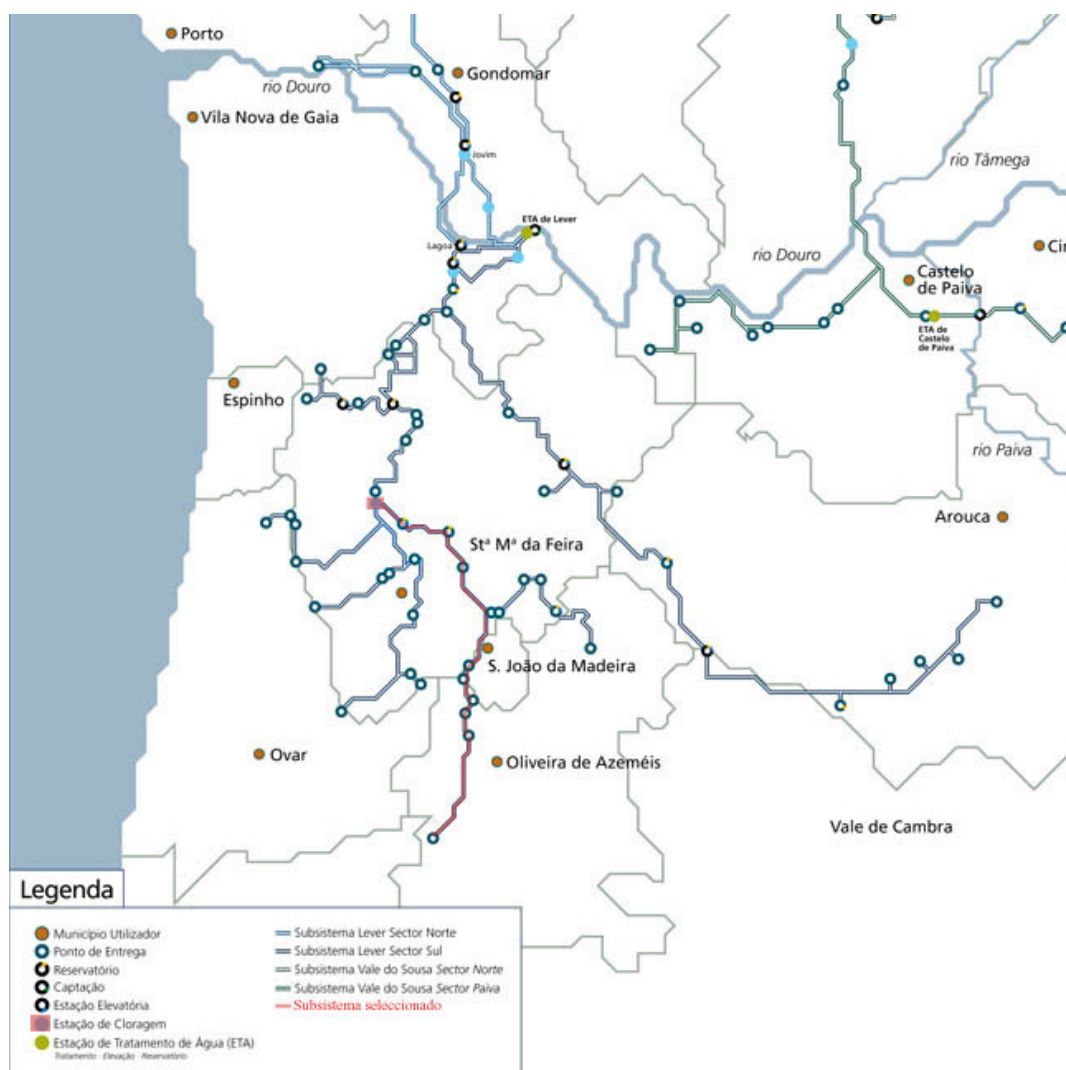


Figura 6.1 – Esquema geral dos sistemas das Águas Douro e Paiva e identificação do subsistema seleccionado como caso de estudo.

O subsistema seleccionado é servido por água com origem na Estação de Tratamento de Água (ETA) de Lever, percorrendo cerca de 15 km até à estação de cloragem de Rio Meão. A ETA de Lever produz água para 11 municípios, abrangendo 1,1 milhões de

habitantes. O Complexo de Lever inclui as infra-estruturas já existentes no local aquando da criação da empresa, e que pertenciam aos Serviços Municipalizados do Porto e de Vila Nova de Gaia: três poços de captação em profundidade, situados no areal de Lever, duas estações elevatórias e duas subestações de energia. Para reforçar a capacidade do sistema, a empresa construiu, entre Setembro de 1997 e Março de 2000, uma Estação de Tratamento de Água que utiliza as mais modernas tecnologias no processo de tratamento.

A Estação de Tratamento de Água de Lever é composta por uma captação de água superficial, um reservatório de água bruta, uma unidade de tratamento, um reservatório de água tratada, uma estação elevatória de água tratada, uma unidade de tratamento de lamas e ainda uma subestação de energia eléctrica.

Processo de Tratamento:

- **Captação:** A água é captada na albufeira de Crestuma-Lever por grupos de elevação submersíveis e encaminhada para um reservatório de água bruta. A cota da superfície da água neste reservatório é suficiente para permitir que todo o escoamento de água seja gravítico até ao final do processo.
- **Pré-filtração:** Devido à ocorrência esporádica de elevados níveis de turvação na água bruta captada foi instalada esta unidade, constituída por filtros de areia, em que são removidos grande parte dos sólidos em suspensão transportados pela água.
- **Pré-oxidação:** Numa primeira etapa, a água é tratada com Ozono. Este produto oxida a matéria orgânica e elimina microorganismos e algas existentes na água. O Ozono é produzido no local, a partir de Oxigénio.
- **Floculação:** Após a pré-oxidação, a água é doseada com sulfato de alumínio conjuntamente com um floculante. A adição destes reagentes permite a agregação das partículas em suspensão, facilitando a sua separação nas etapas de tratamento subsequentes. Graças ao perfil hidráulico da instalação, a mistura destes produtos com a água é conseguida sem recorrer a misturadores mecânicos, optimizando a eficiência processual e reduzindo os custos energéticos.
- **Doseamento de carvão activado em pó:** Para remover eventuais pesticidas e melhorar as características organolépticas da água, há a possibilidade de dosear, se necessário, juntamente com os reagentes floculantes, carvão activado em pó.
- **Flotação e filtração:** O processo CoCoDAFF (Counter Corrent Dissolved Air Flotation and Filtration), conjuga numa só unidade duas etapas de tratamento: flotação e filtração. Na primeira, os flocos formados na etapa da floculação são arrastados para a superfície por microbolhas de ar introduzidas na unidade. Na segunda etapa, a água clarificada entra directamente no filtro, constituído por areia e antracite, onde as partículas sólidas mais pequenas, que não tenham sido separadas na flotação, são capturadas. Esta tecnologia permite a remoção eficaz de substâncias pouco densas, nomeadamente algas.

- Desinfecção final: É efectuada uma desinfecção final com cloro, de modo a garantir a qualidade bacteriológica de água produzida, quer à saída da estação, quer ao longo de toda a rede de distribuição.
- Armazenagem de água tratada: A água tratada é armazenada num reservatório com capacidade para 30 000 m³, sendo depois elevada para os Reservatórios de Jovim, de Lagoa e de Seixo Alvo.

Relativamente ao subsistema seleccionado (que se prolonga por mais de 20 km) pode-se referir a presença de uma estação de cloragem, capaz de garantir um reforço da concentração de cloro a 0,60 mg/l. Existem dois reservatórios neste subsistema, os de São João de Ver e de Souto Redondo, possuindo o primeiro uma estação elevatória equipada com três bombas (cada uma delas com uma altura manométrica de 114,5 m.c.a e um caudal de 943,2 m³/h). O reservatório de Souto Redondo possui uma capacidade de armazenamento de 1700 m³ e o reservatório de São João de Ver possui uma capacidade de 4000 m³.

As condutas são quase exclusivamente de Ferro Fundido Dúctil (F.F.D.) com diâmetros a variar entre os 800mm e os 250mm nas adutoras, existindo algumas derivações que podem baixar até aos 60mm.

A rede foi caracterizada ao maior detalhe (como se exemplifica na figura 6.2 para o reservatório de São João de Ver), incluindo os reservatórios, válvulas em funcionamento, ventosas, entre outros. A informação foi recolhida a partir de dados de projecto existentes em formato Auto-CAD, tendo sido necessário realizar todas as medições entre os pontos de interesse, tendo-se dado particular atenção às caixas de visita. Detectaram-se alguns erros nos dados do projecto tendo-se corrigido alguns deles, de acordo com informações entretanto recolhidas.

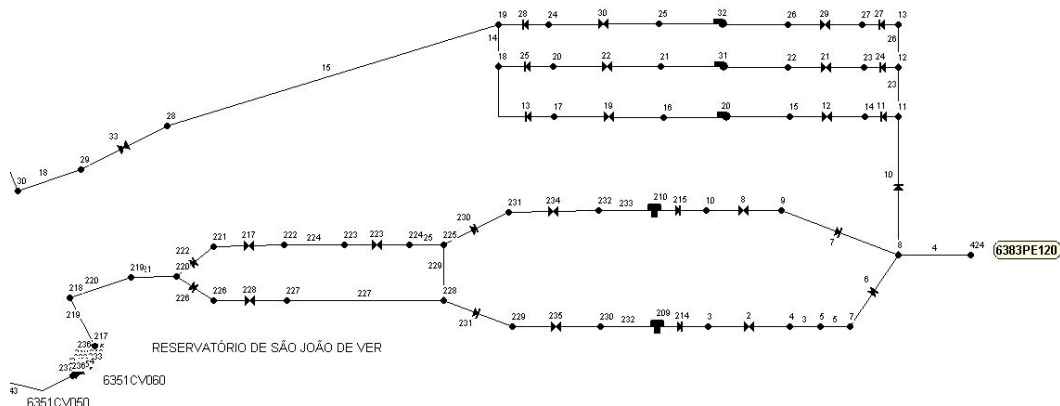


Figura 6.2 – Pormenor da caracterização do reservatório de São João de Ver.

Na figura 6.3 é estabelecida uma comparação entre o esquema do subsistema em estudo e a sua representação em EPANET.

6.2 Informações relativas ao subsistema

Para caracterizar o caso de estudo foram recolhidas diferentes informações relativas ao sistema, fornecidas pela AdDP, em diferentes formatos, desde desenhos em formato Auto-CAD até ficheiros Excel, relativos às propriedades dos elementos do subsistema em causa.

Conforme foi referido anteriormente, os diâmetros e material das tubagens, bem como o comprimento dos troços e características como a cota dos nós e reservatórios, entre outras, foram recolhidas a partir dos desenhos em formato Auto-CAD, tendo sido caracterizados da forma mais realística possível na passagem para o programa EPANET. Sendo quase todas as tubagens em FFD considerou-se um factor único relativo à rugosidade de 135. Todas as válvulas foram consideradas e representadas em EPANET.

Os consumos utilizados foram fornecidos em termos mensais, uma vez que não existe uma informação horária ou diária dos mesmos. Face à impossibilidade de conseguir estes valores, utilizou-se uma média dos consumos verificados nos meses de Junho a Outubro, sendo o valor obtido expresso em l/s, conforme requerido pelo EPANET. Foram seleccionados estes meses devido a mudanças recentes na rede em questão, com a entrada em funcionamento de um novo ponto de entrega em Junho de 2004 que trouxe alterações em termos de consumos.

Os valores de cloro utilizados como referência na rede foram determinados no laboratório da ETA de Lever, existindo para além destes, nalguns casos, valores de oxidabilidade, pH, temperatura e turvação. Estas medições foram realizadas em pontos de entrega específicos.

Tendo-se verificado que não existia um controlo rigoroso das condições de funcionamento da rede, ou seja, a maioria das decisões são tomadas pelos operadores, existindo níveis médios de regulação, como o tempo de funcionamento das bombas elevatórias – número de horas em operação – ou dos níveis dos reservatórios – alturas máximas e mínimas definidas –, não existindo um horário e níveis rígidos de controlo destas situações e dada a dificuldade em obter este tipo de informações, optou-se por regular o sistema em função do nível do reservatório de Souto Redondo, controlando a actividade da estação elevatória de São João de Ver.

6.3 Calibração do Modelo

Segundo Dias (2002), a calibração de um modelo de qualidade requer um período de inicialização, que depende de consumo diário de água no sistema. Os períodos de medição para a calibração devem incluir épocas com temperaturas diferentes e diferentes conteúdos de matérias dissolvidas biodegradáveis na água.

O tempo de percurso está intimamente ligado às alterações de qualidade da água no sistema, nomeadamente, ao decaimento do cloro, pelo que é necessário conhecer, o mais exactamente possível, os consumos nos nós. As imprecisões relativas aos modelos hidráulicos reflectem-se nos modelos de qualidade, causando dificuldades na representação da realidade.

Na simulação do teor de cloro residual, os parâmetros a ajustar são as constantes cinéticas de decaimento, quer nas tubagens, quer nos reservatórios. O decaimento global resulta da soma de dois termos, um ligado à qualidade da água propriamente dita (constante cinética k_b), que pode ser medido em laboratório, e outro ligado à influência das paredes das tubagens e dos reservatórios (constante cinética k_w).

O ajustamento quer dos valores de k_b quer dos valores de k_w pode efectuar-se por (Clark e Grayman, 1998 in Dias, 2002):

- Ajuste informal – baseado na experiência e senso prático, de forma a conseguirem-se resultados satisfatórios; este método tem tido maior sucesso em sistemas onde predomina o decaimento no seio do escoamento em relação ao decaimento originado pelas paredes.
- Relação entre as características da tubagem e os parâmetros de decaimento devido às paredes – algumas características das tubagens fazem aumentar o consumo de cloro, como por exemplo a idade e o material da tubagem, podendo estabelecer-se uma relação entre o coeficiente de rugosidade e o consumo de cloro; esta relação possibilita calcular o valor de k_w .
- *Zonamento geográfico dos parâmetros de decaimento das paredes* – a localização das tubagens pode permitir agrupar tubos com as mesmas características, agrupando os diversos factores que afectam o consumo ocasionado pelas paredes.

Os valores disponibilizados para a calibração do modelo foram em parte fornecidos pela AdDP, uns relativos ao histórico da empresa e outros obtidos numa campanha de amostragem realizada com esse objectivo (ver tabela 6.3). Nesta campanha foram determinados os valores de cloro residual em vários pontos de entrega, tendo-se, para isso, recorrido a medidores portáteis. A análise de tri-halometanos, em amostras recolhidas nos mesmos locais, foi realizada na FEUP.

Tabela 6.3 – Resultados obtidos na campanha para calibração e alguns valores do histórico da empresa

Pontos Amostragem	Designação	Campanha calibração Cl_2 (mg/l)	Campanha calibração T (°C)	Histórico Cl_2 (mg/l)	Histórico T (°C)	Campanha calibração TTHM(μ g/l)
Paços de Brandão	6350PA110	0.65	17.1	--	--	18.74
Recloração de Rio Meão	6350PA111	0.65	17.1	--	--	19.72
Reservatório de S. João de Ver	SJVer - Ent	0.68	17.0	--	--	20.71
S. João de Ver	6383PA120	0.71	17.2	0,62	--	22.46
Reservatório de Souto Redondo	SRedo - Ent	0.59	17.2	0,55	13.9	27.41
Souto Redondo	6391PA126	0.62	17.3	--	--	29.22
Carvalhosa	6353PA130	0.54	17.0	0.54		21.19
Loureiro	6353PA200	0.08	16.5	0.07	16.0	31.61
Mosteiro	6356PA170	--	--	0.41		
Casal Novo	6356PA175	--	--	0.44	15.8	
Cucujães	6356PA180	--	--	0.33	16.0	
Costa	6356PA185	--	--	0.32	13.0	

Relativamente ao histórico da empresa alguns valores de temperatura resultam de uma única leitura, sendo os de cloro normalmente a média de vários.

Para a calibração do programa EPANET utilizaram-se os dados obtidos preferencialmente no histórico, uma vez que não existe uma diferença significativa entre os resultados obtidos na campanha de calibração e estes valores, com a excepção do ponto S. João de Ver (6383PA120).

A simulação da qualidade da água com o EPANET, mais concretamente a concentração de cloro, requer o conhecimento da constante cinética de decaimento no seio da água (k_b), sendo opcional determinar experimentalmente a cinética da reacção na parede (k_w). O valor de k_b foi obtido através dos ensaios efectuados em garrafa, sendo o valor de k_w , após testes com vários valores, apurado através de um ajuste informal. Os valores utilizados em cada caso serão explicados no capítulo referente à aplicação do programa EPANET. No anexo 5 é apresentado um exemplo de um ficheiro de dados do EPANET (relativo à simulação de decaimento do cloro).

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados do trabalho experimental (testes de garrafa e ensaios em tubagem). Serão ainda apresentados os resultados da aplicação do programa EPANET ao subsistema escolhido, as melhorias que podem ser introduzidas, as simplificações efectuadas, entre outros aspectos considerados.

7.1 Estudo do decaimento do cloro no seio da água

Nos ensaios descritos no capítulo 5 (quadro 5.2), obtiveram-se os resultados apresentados nas figuras 7.1 a 7.3, relativamente ao decaimento do cloro residual ao longo do tempo.

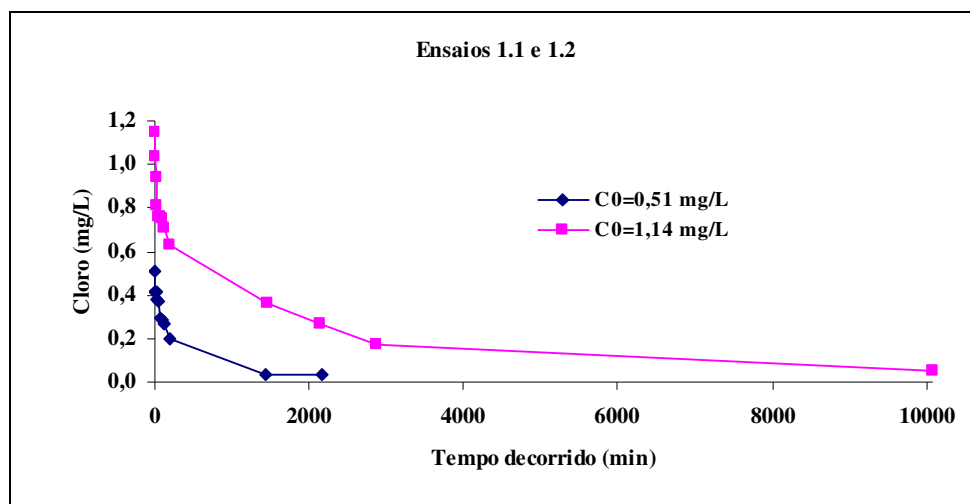


Figura 7.1 – Resultados dos ensaios de decaimento em garrafa (ensaio 1.1 e 1.2 - água com cloro).

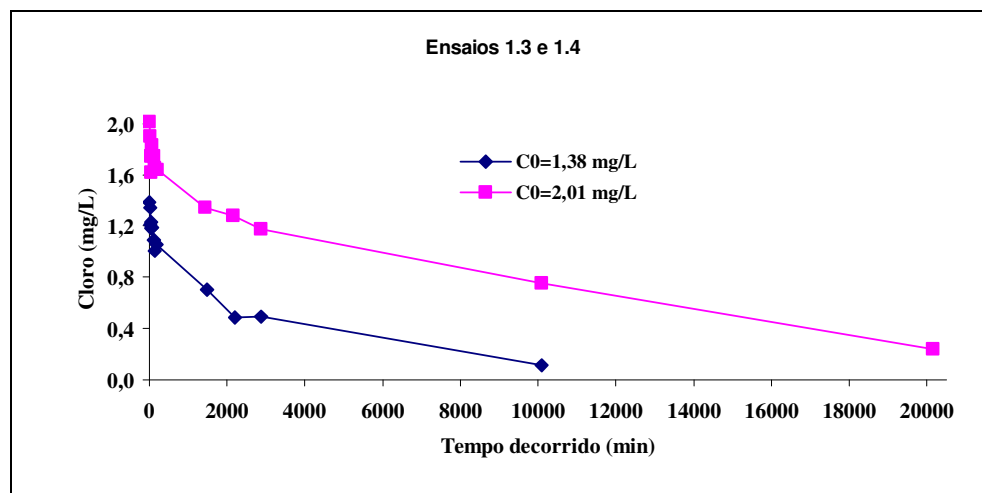


Figura 7.2 – Resultados dos ensaios de decaimento em garrafa (ensaio 1.3 e 1.4 - água com cloro).

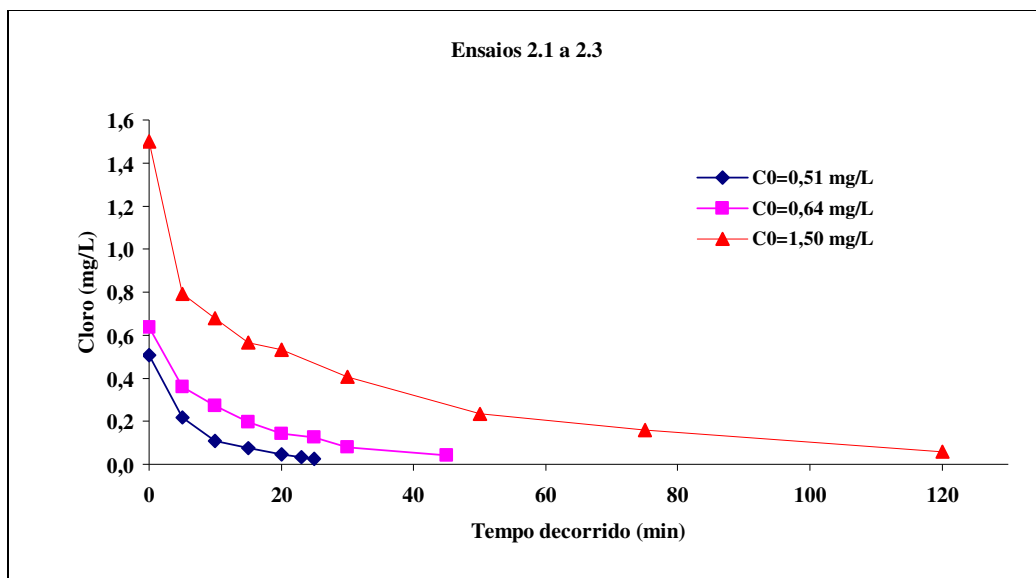


Figura 7.3 – Resultados dos ensaios de decaimento em garrafa (ensaio 2.1 a 2.3 - água com cloro e matéria orgânica).

Estes ensaios foram realizados com o intuito de determinar constantes cinéticas de decaimento de cloro no seio da água (k_{bulk}). Desta forma é possível prever, dentro de determinados limites, a velocidade a que ocorrem as reacções entre o cloro e os compostos presentes na água.

Como se pode verificar pelas figuras apresentadas, o cloro livre em solução vai desaparecendo ao longo do tempo, originando subprodutos de desinfecção, por reacções de oxidação com as espécies químicas presentes na água.

Nas figuras 7.1 a 7.3 é também possível constatar a existência de duas fases distintas no decaimento do cloro. Há uma fase inicial, em que o decaimento é bastante acentuado, e uma fase secundária, em que o decaimento se vai tornando mais lento. O facto de existir uma fase inicial de decaimento rápido justifica-se pelo facto de estarem presentes espécies muito reactivas na água (como a amónia, o ferro e alguns compostos orgânicos), agentes redutores que na presença de cloro dão origem a novos produtos, diminuindo rapidamente a concentração de cloro livre presente em solução. Desta forma sobram espécies menos reactivas (aminas e compostos orgânicos pouco reactivos), prolongando-se o tempo de reacção, que pode atingir períodos superiores a duas semanas.

Note-se ainda que as reacções são consideravelmente mais rápidas na presença de carbono orgânico total. Como seria de esperar, a presença adicional de reagentes na água leva a que o decaimento do cloro se processe de uma forma célere.

Estes dados são confirmados por Vieira (2002) e Lu et al. (1999), que referem que a fase inicial pode durar em média duas horas, sendo claro que pode variar em função da concentração inicial de cloro. Este aspecto pode ter uma importância significativa quando as concentrações de cloro são baixas, uma vez que nesse caso corre-se o risco de uma elevada percentagem do cloro inicial desaparecer ao fim de pouco tempo.

Kiéné et al. (1998) indicam que, normalmente, a fase rápida de decaimento do cloro acontece no interior da ETA, no período que se segue à desinfecção final. Ganha assim importância estudar o decaimento do cloro no sistema de distribuição, que depende especialmente das características da água tratada e do tempo de residência na rede. Mas, como normalmente existem pontos na rede que são abastecidos ao fim de algumas horas, enquanto outros podem receber água com alguns dias, é importante conhecer as duas fases de decaimento.

A avaliação da cinética de decaimento de cloro foi realizada recorrendo à metodologia adoptada por Vieira (2002) e Dias (2002), tendo sido aplicados os seguintes modelos:

- Modelo de 1.^a ordem – em que a velocidade de decaimento é proporcional à concentração de cloro remanescente (mas variável com a concentração inicial de cloro, ou seja, mais propriamente um, modelo de pseudo 1.^a ordem);
- Modelo de 2.^a ordem – em que a velocidade de decaimento é proporcional ao produto da concentração de cloro remanescente pela concentração de espécies que reagem com ele;
- Modelo de ordem n – em que a velocidade de decaimento é proporcional à concentração remanescente de cloro elevada à potência n
- Modelo de 1.^a ordem limitada – em que o decaimento de cloro ocorre segundo uma cinética de 1.^a ordem, até atingir uma concentração limite;
- Modelo de 1.^a ordem paralela – em que existem duas cinéticas de decaimento, de 1.^a ordem, simulando uma a fase mais rápida de decaimento e a outra a fase mais lenta.

Podem ser encontradas referências a estas equações no capítulo relativo ao decaimento do cloro, sendo apresentadas, de forma simplificada, na tabela 7.1. Os ajustes foram realizados recorrendo ao método dos mínimos quadrados e usando o programa Microsoft Excel 2002.

Tabela 7.1 – Modelos cinéticos de decaimento usados no ajuste aos resultados experimentais (adaptado de Vieira, 2002).

Modelo	Equação de Ajuste	Parâmetros ajustáveis
1.^a ordem	$C=C_0 \cdot e^{(-kt)}$	k
2.^a ordem	$C=C_0 \cdot (1-r)/(1-r \cdot \exp(-u \cdot t))$	r, u
Ordem n	$C=[k \cdot t \cdot (n-1) + (1/C_0)^{(n-1)}]^{-1/(n-1)}$	k, n
Primeira ordem limitada	$C=C^* + (C_0 - C^*) \cdot e^{-kt}$	k, C*
Primeira ordem paralela	$C=C_0 \cdot x \cdot e^{-k_1 \cdot t} + C_0 \cdot (1-x) \cdot e^{-k_2 \cdot t}$	k ₁ , k ₂ , x

Nota – as constantes cinéticas (k, u, k₁ e k₂) tem como unidade min⁻¹.

Nas figuras 7.4 a 7.7 pode observar-se o resultado dos ajustes aos resultados experimentais relativos aos ensaios de decaimento do cloro em garrafa (com diferentes concentrações iniciais de cloro). A tabela 7.2 apresenta os valores obtidos para os parâmetros de cada modelo, indicando-se também o coeficiente de correlação entre os resultados experimentais e os previstos pelos modelos. Na tabela 7.3 apresentam-se os valores dos parâmetros obtidos no ajuste aos resultados dos ensaios realizados com cloro e indulina.

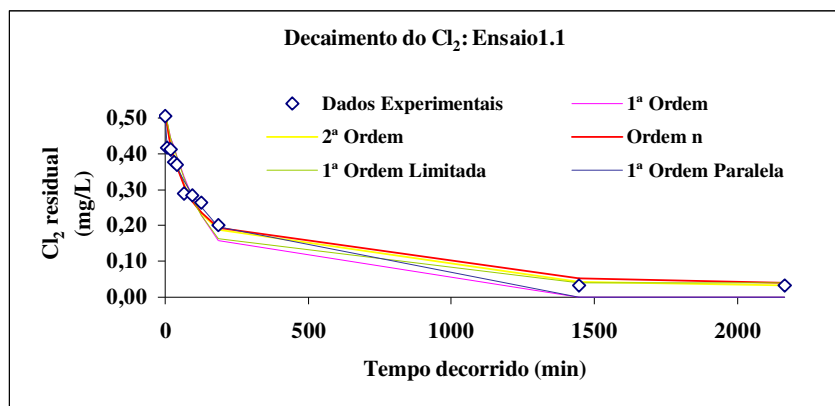


Figura 7.4 – Teste de decaimento do cloro no seio da água – Ensaio 1.1: ajuste dos resultados experimentais.

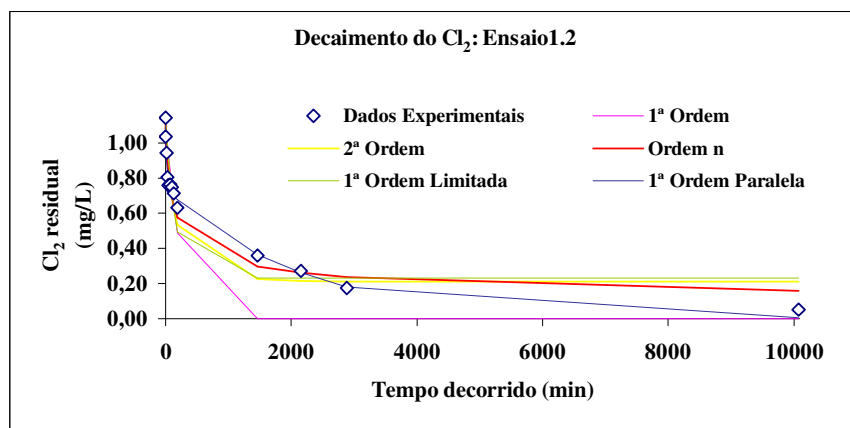


Figura 7.5 – Teste de decaimento do cloro no seio da água – Ensaio 1.2: ajuste dos resultados experimentais.

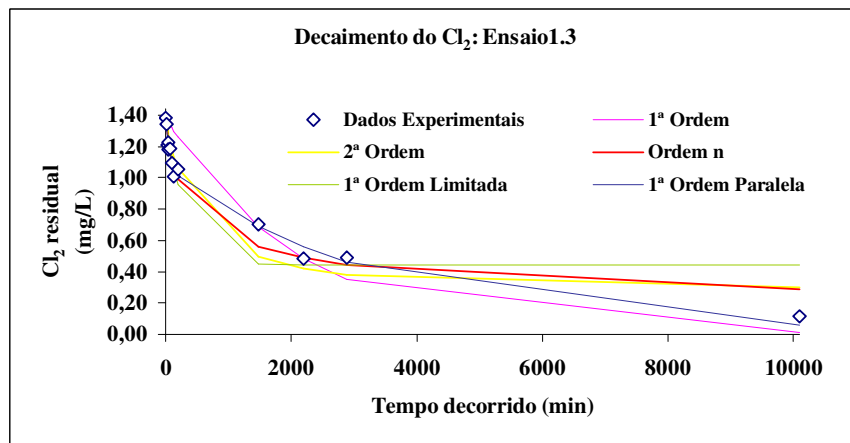


Figura 7.6 – Teste de decaimento do cloro no seio da água – Ensaio 1.3: ajuste dos resultados experimentais.

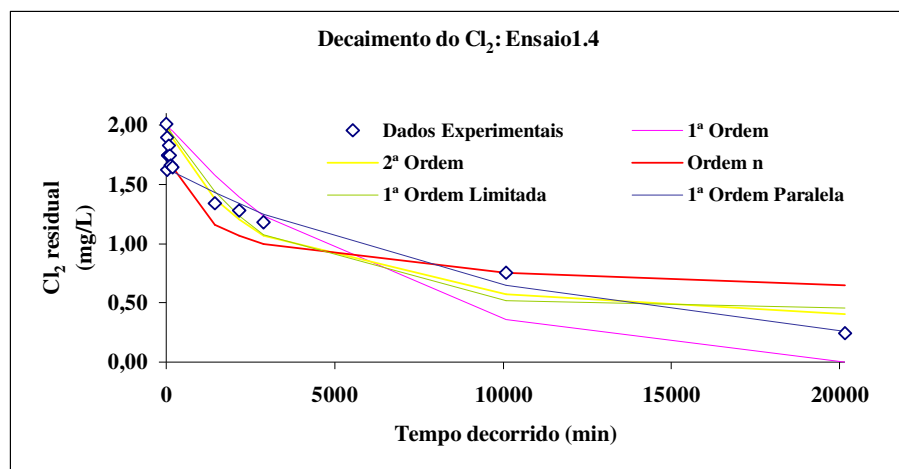


Figura 7.7 – Teste de decaimento do cloro no seio da água – Ensaio 1.4: ajuste dos resultados experimentais.

Tabela 7.2 – Resultados dos ajustes aos resultados dos ensaios 1.1 a 1.4 (testes com cloro).

Modelos Cinéticos	Parâmetros ajustáveis	C ₀ (mg/L)			
		0,51	1,14	1,38	2,01
Primeira ordem	k	0,0063	0,0046	0,00048	0,00017
	R	0,9648	0,8573	0,9132	0,8562
Segunda Ordem	r	0,96	0,82	0,79	0,85
	u	0,00035	0,0016	0,00045	0,000058
	R	0,9849	0,9572	0,9583	0,9115
Ordem n	k	0,027	0,0084	0,0011	0,000076
	n	2,4	4,0	3,8	5,4
	R	0,9863	0,9822	0,9805	0,9322
Primeira ordem limitada	k	0,0073	0,0067	0,0031	0,00032
	C*	0,041	0,229	0,442	0,456
	R	0,9721	0,9402	0,9423	0,8948
Primeira ordem paralela	k1	6,54	0,046	0,015	0,020
	k2	0,0042	0,00049	0,00029	0,000091
	x	0,154	0,351	0,240	0,191
	R	0,9920	0,9958	0,9947	0,9846

Nota – a fundo verde estão representados os coeficientes de correlação mais elevados.

Tabela 7.3 – Resultados dos ajustes aos resultados dos ensaios 2.1 a 2.3 (testes com cloro e indulina).

Modelos Cinéticos	Parâmetros ajustáveis	C ₀ (mg/L)	COT (mg/L)	C ₀ (mg/L)	COT (mg/L)	C ₀ (mg/L)	COT (mg/L)
		0,51	1,59	0,64	4,53	1,50	2,21
Primeira ordem	k	0,147		0,080		0,063	
	R	0,9947		0,9850		0,9293	

(cont. tabela 7.3)

Modelos Cinéticos	Parâmetros ajustáveis	C0 (mg/L)	COT (mg/L)	C0 (mg/L)	COT (mg/L)	C0 (mg/L)	COT (mg/L)
		0,51	1,59	0,64	4,53	1,50	2,21
Segunda Ordem	r	0,99		0,99		0,95	
	u	0,00030		0,000067		0,0060	
	R	0,9925		0,9938		0,9876	
Ordem n	k	0,258		0,158		0,088	
	n	1,4		1,6		2,4	
	R	0,9997		0,9973		0,9904	
Primeira ordem limitada	k	0,179		0,105		0,094	
	C*	0,029		0,061		0,201	
	R	0,9989		0,9932		0,9628	
Primeira ordem paralela	k1	0,088		0,057		0,024	
	k2	0,316		1,235		0,518	
	x	0,498		0,749		0,558	
	R	0,9998		0,9992		0,9994	

Nota – a fundo verde estão representados os coeficientes de correlação mais elevados.

Como se pode verificar facilmente, o modelo de primeira ordem paralela é o que apresenta coeficientes de correlação mais elevados, em todos os casos testados. De resto, constata-se que para os ensaios da série 1 (tabela 7.2) o modelo de ordem n apresenta bons coeficientes de correlação, sendo o segundo melhor modelo. No caso dos ensaios da série 2 (tabela 7.3) verifica-se uma menor diferença entre os restantes modelos, existindo, na generalidade, bons coeficientes de correlação. Estes dados são corroborados pelos resultados de Hans e Karra (1984), Vieira (2002) e Dias (2002), isto é, obtêm-se normalmente melhores coeficientes de correlação, relativamente a modelos de decaimento do cloro, com modelos de primeira ordem paralela. Confirma-se também (há apenas uma excepção) que o modelo de 2.^a ordem apresenta coeficientes de correlação superiores aos de 1.^a ordem (Clark, 1998).

O facto do modelo de primeira ordem paralela proporcionar bons ajustes confirma o mecanismo previsto para o decaimento do cloro no seio da água. As duas constantes cinéticas (k_1 e k_2), com valores diferentes, correspondem à fase inicial (k_1), de decaimento rápido, e à fase de decaimento mais lento (k_2). Pode-se também afirmar que a fracção do cloro ($x.C_0$) é a fracção que reage com as espécies mais reactivas (como a amónia e o ferro), e a fracção $(1-x).C_0$ reage com espécies menos reactivas (essencialmente matéria orgânica).

Na tabela 7.4 estão resumidos alguns valores de constantes cinéticas de decaimento do cloro obtidas noutros estudos, sendo apresentadas as condições em que as determinações foram executadas. Como se pode ver, existem variações mais ou menos significativas entre os valores apresentados, não existindo aquilo que poderia designar por “valor guia”. Constata-se facilmente as diferenças entre testes com águas de abastecimento e águas residuais, o que é facilmente explicável, por exemplo, pela maior quantidade de compostos reactivos normalmente presentes em águas residuais. Por outro lado, assistem-se a diferenças razoáveis entre as constantes cinéticas de decaimento de cloro em águas de abastecimento, o que se deve ao facto de estarem envolvidos vários parâmetros que se alteram conforme a origem da água, o local, a natureza geológica, o facto da água recolhida ser de origem superficial ou subterrânea, possíveis contaminações, processos de tratamento, temperatura a que ocorrem as reacções, entre outros.

Tabela 7.4 – Constantes cinéticas de decaimento do cloro no seio da água propostas por vários autores (adaptado de Vieira, 2002).

Referência	Modelo 1. ^a ordem	Modelo de 1. ^a ordem paralela		Observações
	k (min^{-1})	k_1 (min^{-1})	k_2 (min^{-1})	
Este estudo	1.7×10^{-4} - 6×10^{-3}	1.4×10^{-2} -6.54	9.13×10^{-5} - 4×10^{-3}	-água abastecimento -resultados relativos aos ensaios C_0 :0.5-2 mg/l -T:20°C
Vieira, 2002	1.3×10^{-6} - 2×10^{-3}	3×10^{-4} -0.4	1×10^{-6} - 2×10^{-3}	-água abastecimento - C_0 : 0.1 – 5 mg/l -COT :11.5 – 21.5 mg/l -Fe(II):0.02-1.5 mg/l -T:15-25°C
Huang et al., 1997	2.6×10^{-4} - 1.1×10^{-3}	-	-	-água abastecimento
Huang et al., 1997	1.39×10^{-3}	-	-	-água residual após tratamento secundário
Fang Hua et al., 1999	3.3×10^{-4} - 2×10^{-3}	-	-	-água abastecimento - C_0 : 0.29 – 0.40 mg/l -T:6-20°C
Kiéne et al., 1998	4.72×10^{-4}	-	-	-água abastecimento
Kiéne et al., 1998	1×10^{-3} - 9×10^{-3}	-	-	-água abastecimento -COT : 1 – 3 mg/l -T:6-20°C
Chambers et al., 1995	1.7×10^{-4} - 6.2×10^{-3}	-	-	-água abastecimento - C_0 : 0.19 – 0.35 mg/l -T:7-9°C
Benson, 1999	1.7×10^{-4} - 1.4×10^{-3}	-	-	-água abastecimento - C_0 : 0.15 mg/l
Vasconcelos et al., 1997	7.1×10^{-5} -0.012	-	-	-água abastecimento - C_0 : 0.31 – 1.65 mg/l -COT :0.52-3.55 mg/l -T:14.7-22.2°C
Clark et al., 1993	3.8×10^{-4}	-	-	-água abastecimento - C_0 : 1 mg/l
Shayeb et al., 1998	-	3	0.001	-água residual após tratamento secundário - C_0 : 1 - 10 mg/l
Haas e Karra, 1984	-	0.8-336	0.001-0.02	-água residual após tratamento secundário

Podem obter-se cinéticas de decaimento do cloro no seio da água através de expressões que relacionem a constante cinética de decaimento de cloro com os factores que provocam o decaimento. Vieira (2002) apresenta um estudo baseado em várias séries de ensaios que relacionam k_{bulk} com a concentração inicial de cloro, o teor de matéria orgânica, a concentração de ferro e a temperatura. Embora fosse possível neste estudo fazer a relação entre k_{bulk} e a concentração inicial de cloro optou-se por não o fazer devido ao reduzido número de ensaios realizados. Vieira (2002) concluiu que para maiores valores de C_0 se verificam menores velocidades de decaimento e para maiores valores de COT e de ferro se verificam maiores velocidades de decaimento, tendo ainda detectado variações nas constantes cinéticas quando a temperatura é alterada, designadamente para valores relativos ao modelo de primeira ordem paralela verificou que a constante cinética k_1 num intervalo de 10°C (baixando de 24°C para 14°C) poderia diminuir de 5 a 9 vezes, sendo que no caso de k_2 poderia baixar de 1.5 a 4 vezes.

7.2 Estudo do decaimento de cloro em tubagem

Como já foi referido, foram realizados ensaios de decaimento de cloro numa montagem experimental, constituída por tubagem de PVC. Numa das séries de ensaios foi somente adicionado cloro à água e na outra foi adicionado cloro e indulina.

Refira-se, desde já, que o resultado destes ensaios não será tido em conta para aplicação no caso de estudo devido às diferenças entre o tipo e estado da tubagem usada nesta experiência e as condutas do subsistema escolhido. Realizaram-se estes ensaios no sentido de verificar, de uma forma geral, como se processa o decaimento do cloro em conduta, sem se considerar, no entanto, aspectos como o diâmetro da tubagem, o tempo necessário para a formação de biofilme e/ou o tempo necessário para que a tubagem funcionasse de acordo com aquilo que se espera numa conduta real. Os resultados obtidos são meramente indicativos.

Nas figuras 7.8 e 7.9 são apresentados os resultados do decaimento do cloro nos ensaios em tubagem.

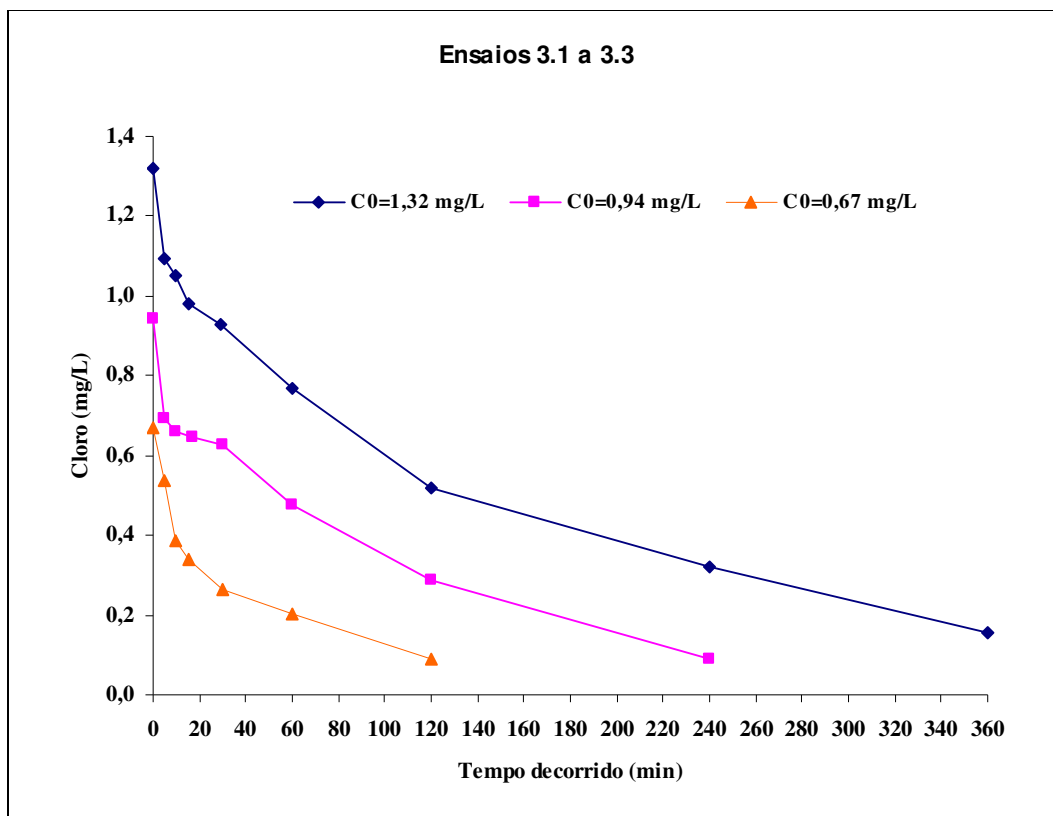


Figura 7.8 – Resultados dos ensaios de decaimento em tubagem (ensaio 3.1 a 3.3 - água com cloro).

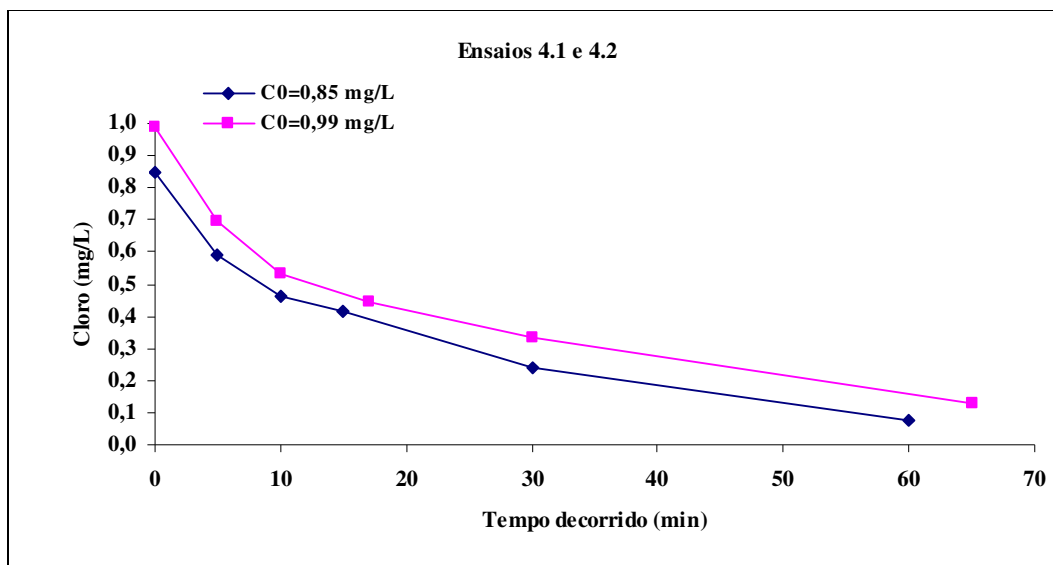


Figura 7.9 – Resultados dos ensaios de decaimento em tubagem (ensaios 4.1 e 4.2 - água com cloro e indulina).

É importante não esquecer que o decaimento do cloro total observado inclui o decaimento no seio da água e o decaimento devido à interacção com a tubagem ($k = k_{\text{bulk}} + k_{\text{wall}}$). Como a tubagem utilizada nos ensaios é de PVC e não houve tempo suficiente para um desenvolvimento significativo de biofilme, não seria de esperar um consumo apreciável de cloro por acção da água na parede da tubagem. Clark et al. (1995) demonstraram que quanto menor o diâmetro e quanto maior a velocidade, mais rápido é o decaimento de cloro.

As figuras 7.10 a 7.12 mostram os ajustes aos dados experimentais (referentes aos ensaios em que variavam as concentrações iniciais de cloro). A tabela 7.5 apresenta os resultados destes ajustes, indicando-se também o coeficiente de correlação obtido para cada modelo. Na tabela 7.6 podem observar-se o mesmo tipo de resultados, mas aplicados aos ensaios realizados com cloro e indulina.

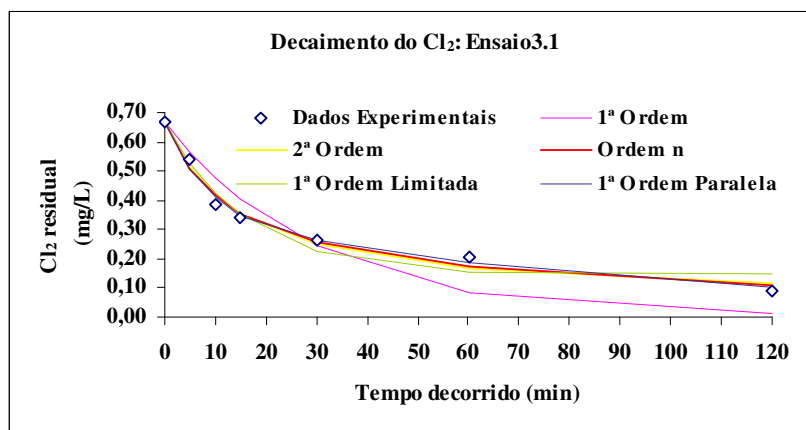


Figura 7.10 – Teste de decaimento do cloro em tubagem – Ensaio 3.1: ajuste aos resultados experimentais.

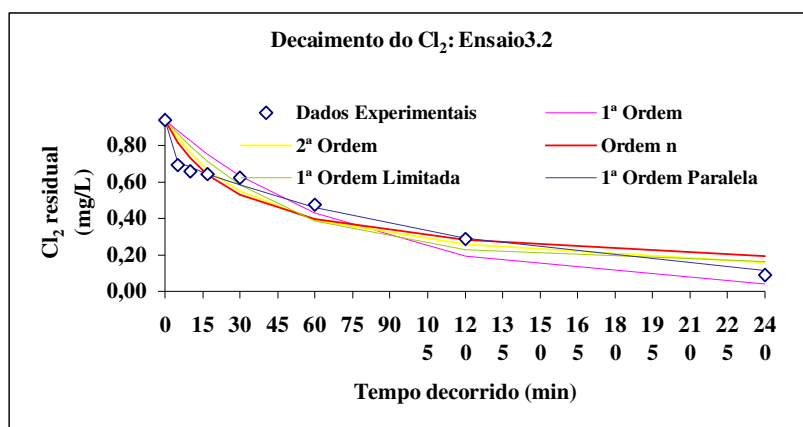


Figura 7.11 – Teste de decaimento do cloro em tubagem – Ensaio 3.2: ajuste aos resultados experimentais.

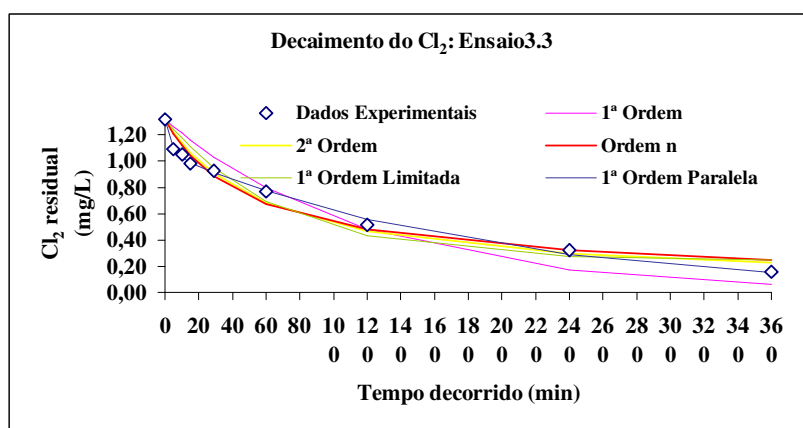


Figura 7.12 – Teste de decaimento do cloro em tubagem – Ensaio 3.3: ajuste aos resultados experimentais.

Tabela 7.5 – Resultados dos ajustes aos resultados dos ensaios 3.1 a 3.3 (testes com cloro).

Modelos Cinéticos	Parâmetros ajustáveis	C ₀ (mg/L)		
		0,67	0,94	1,32
Primeira ordem	k	0,034	0,013	0,0085
	R	0,9284	0,9038	0,9431
	r	0,889	0,951	0,940
Segunda Ordem	u	0,0078	0,0013	0,0010
	R	0,9916	0,9460	0,9802
	k	0,121	0,035	0,013
Ordem n	n	2,4	2,6	2,4
	R	0,9924	0,9505	0,9820

(cont. tabela 7.5)

Modelos Cinéticos	Parâmetros ajustáveis	C ₀ (mg/L)		
		0,67	0,94	1,32
Primeira ordem limitada	k	0,062	0,020	0,014
	C*	0,144	0,158	0,245
	R	0,9821	0,9222	0,9667
Primeira ordem paralela	k1	0,010	4,272	0,0054
	k2	0,118	0,0077	0,280
	x	0,508	0,220	0,812
	R	0,9956	0,9965	0,9986

Nota – a fundo verde estão representados os coeficientes de correlação mais elevados.

Tabela 7.6 – Resultados dos ajustes dos resultados dos ensaios 4.1 e 4.2 (testes com cloro e indulina).

Modelos Cinéticos	Parâmetros ajustáveis	C0 (mg/L)	COT (mg/L)	C0 (mg/L)	COT (mg/L)
		0,85	3,49	0,99	2,29
Primeira ordem	k	0,050			0,047
	R	0,9846			0,9650
Segunda Ordem	r	0,998			0,994
	u	0,00019			0,00047
	R	0,9916			0,9960
Ordem n	k	0,075			0,082
	n	1,6			2,1
	R	0,9950			0,9961
Primeira ordem limitada	k	0,063			0,071
	C*	0,084			0,169
	R	0,9906			0,9871
Primeira ordem paralela	k1	0,035			0,024
	k2	0,402			0,229
	x	0,795			0,657
	R	0,9991			0,9994

Nota – a fundo verde estão representados os coeficientes de correlação mais elevados.

Tal como se havia verificado no estudo de decaimento do cloro no seio da água, o modelo de 1.^a ordem paralela é o que apresenta melhor coeficiente de correlação. Seria interessante realizar um estudo desta tipo no próprio sistema de distribuição procurando controlar ao máximo as condições de realização, repetindo o estudo ao longo de troços de diferentes diâmetros e se possível caracterizar o biofilme. Em laboratório será interessante repetir este estudo também em condições controladas, variando as concentrações de cloro, a temperatura e a velocidade de escoamento e montar um sistema capaz de possibilitar o acompanhamento da formação do biofilme e caracterização do mesmo ao longo do tempo de operação.

7.3 Simulação do decaimento do cloro no caso de estudo

As dificuldades em obter alguns dados relativos ao caso de estudo dificultaram a tarefa de calibração do modelo. A simulação foi desenvolvida em EPANET com base em informações fornecidas directamente pela AdDP, embora não existam alguns parâmetros que seriam necessários para poder afirmar com segurança que o modelo proposto descreve a realidade em todas as condições. Os dados relativos aos consumos foram obtidos do histórico da AdDP, mas são apenas dados mensais relativos aos pontos de entrega indicados. Não existem medições de caudal à entrada e saída dos reservatórios, nem, como seria desejável, na Estação de Recloragem. Os dados relativos ao cloro, também retirados do histórico, só existem em quantidade considerável para alguns pontos.

A regulação dos níveis dos reservatórios e funcionamento das bombas elevatórias foram definidas com base numa análise do histórico. Tendo-se verificado que não há um padrão horário consistente, optou-se por seleccionar dois dias e utiliza-los para caracterizar o funcionamento desta parte do sistema.

A caracterização física do sistema corresponde na íntegra aos dados fornecidos, que descrevem de forma clara o sistema de distribuição seleccionado, tendo-se para este efeito recorrido a dados de projecto. Alguns destes dados foram alterados no decorrer da caracterização do sistema por se terem detectado algumas incorrecções.

Assim, atendendo às restrições, decidiu proceder-se à simulação nas seguintes condições:

- Foi adoptada uma cinética de decaimento no seio da água de primeira ordem paralela, tendo sido seleccionada a constante cinética k_2 obtida no ensaio 1.4. Como os ensaios foram realizados a aproximadamente 20°C (Junho) e na altura da campanha de calibração (Novembro), a temperatura da água era consideravelmente mais baixa, esta constante foi multiplicada por um factor de $\frac{1}{4}$, visto que Vieira (2002) verificou uma relação deste tipo provocada por uma descida de temperatura semelhante. Assim considerou-se $k_{bulk}=0.03276 \text{ d}^{-1}$.
- O valor da constante cinética de decaimento na parede (k_w) foi escolhido após ajuste inicial do modelo, tendo sido adoptada uma cinética de primeira ordem, por permitir melhor ajuste que um modelo de ordem zero, com $k_w=0.0095 \text{ d}^{-1}$ (depois de se terem testado diferentes valores para o ajuste).
- Utilizou-se um tempo de simulação de 14 dias (336 h).

No anexo 5 apresenta-se um ficheiro de dados extraído do programa EPANET em que é apresentada a caracterização física do sistema, bem como os dados relativos à simulação.

Nas figuras 7.13 a 7.15 serão apresentados os dados da simulação final efectuada. Refira-se ainda que a Estação de Recloragem de Rio Meão foi considerada como o ponto inicial deste subsistema, sendo um ponto de origem de qualidade (0,65 mg Cl_2/l).

O programa EPANET, para além de permitir visualizar a informação relativa aos parâmetros de qualidade, possibilita visualizar a caracterização física do sistema de acordo com os dados inseridos, como por exemplo a cota topográfica, a extensão das

condutas, os diâmetros, etc.. A figura 7.13 apresenta as concentrações de cloro residual por nó e por trecho às 336 h.

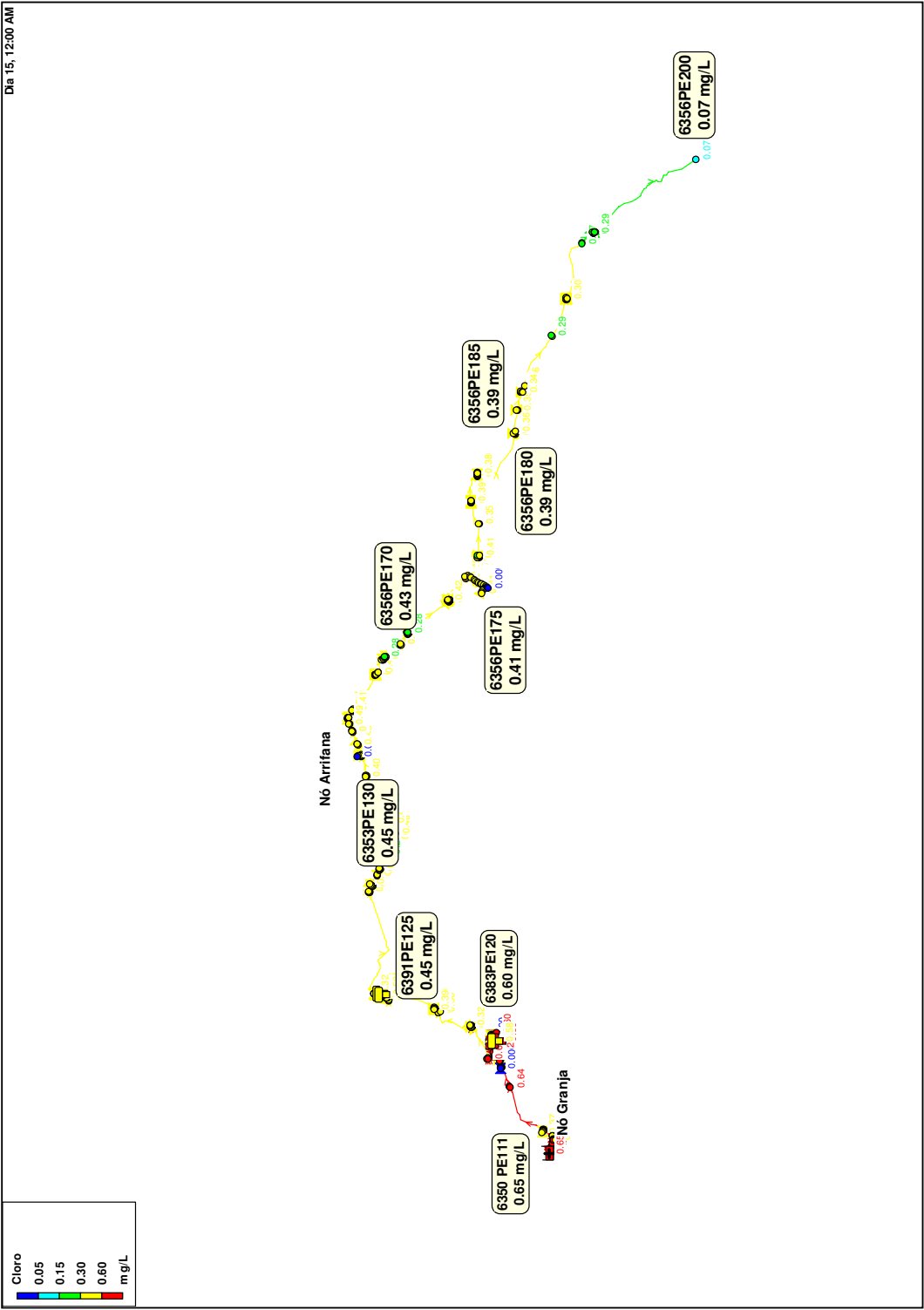


Figura 7.13 – Rede com os pontos de entrega e os valores de cloro residual verificados 336 h após o arranque do sistema.

Os pontos de entrega representados estão atribuídos aos nós estabelecidos pelo programa na forma que é descrita pela tabela 7.7.

Tabela 7.7 – Relação entre os pontos de entrega e os nós representados em mapa.

Designação do Ponto de Entrega	Nó atribuído
6350PE111	211
6383PE120	424
6391PE125	97
6353PE130	122
6356PE170	312
6356PE175	334
6356PE180	361
6356PE185	380
6356PE200	421

O resultado final obtido foi considerado satisfatório, uma vez que o coeficiente de correlação entre o cloro residual observado na situação real e o cloro residual obtido por simulação, para os pontos de entrega, é de 94,6% (como se pode verificar na tabela 7.8).

Tabela 7.8 – Parâmetros estatísticos da simulação da concentração de cloro (fornecidos pelo programa EPANET).

Tratamento Estatístico dos Dados de Calibração para Cloro						
Localização	Num Obs	Méd Obs	Méd Sim	Erro Méd	Desv Pad	
211	1	0.65	0.65	0.000	0.000	
424	1	0.62	0.55	0.071	0.071	
97	1	0.55	0.46	0.089	0.089	
122	1	0.54	0.46	0.083	0.083	
312	1	0.41	0.41	0.003	0.003	
334	1	0.44	0.41	0.029	0.029	
361	1	0.33	0.40	0.065	0.065	
380	1	0.32	0.39	0.070	0.070	
421	1	0.08	0.06	0.016	0.016	
Rede	9	0.44	0.42	0.047	0.058	
Correlação entre Valores Médios: 0.946						

O EPANET possui aplicações capazes de tratar os dados observados e relacioná-los com os dados simulados, tratando estatisticamente essa informação, como se pode verificar nas figuras 7.14 e 7.15.

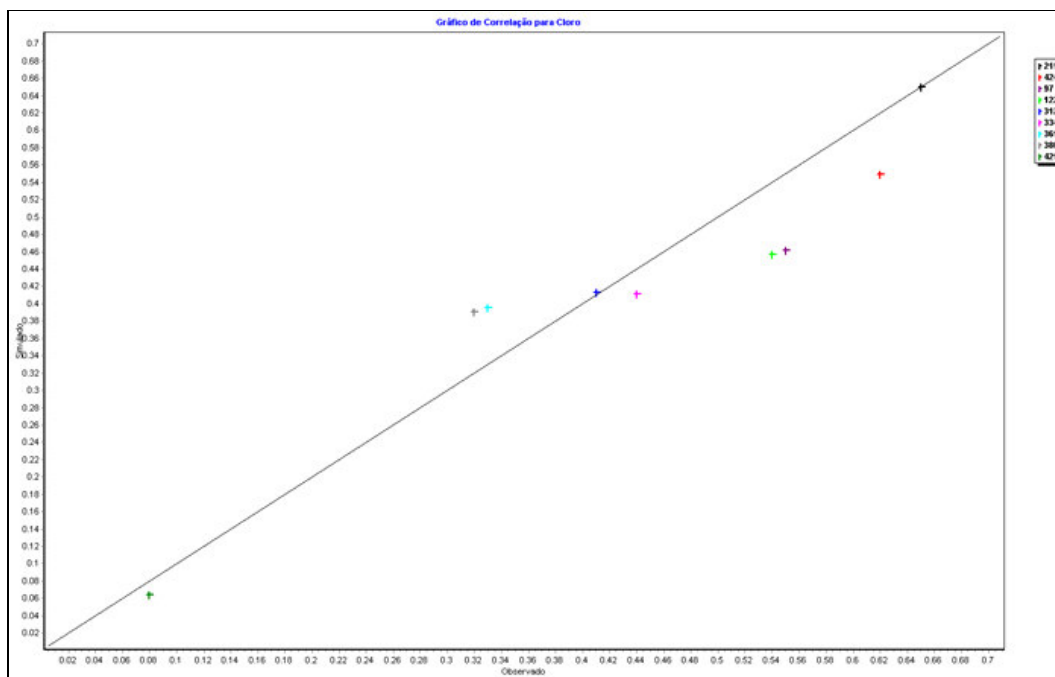


Figura 7.14 – Correlação entre as concentrações de cloro observadas e as obtidas por simulação (fornecida pelo programa EPANET).

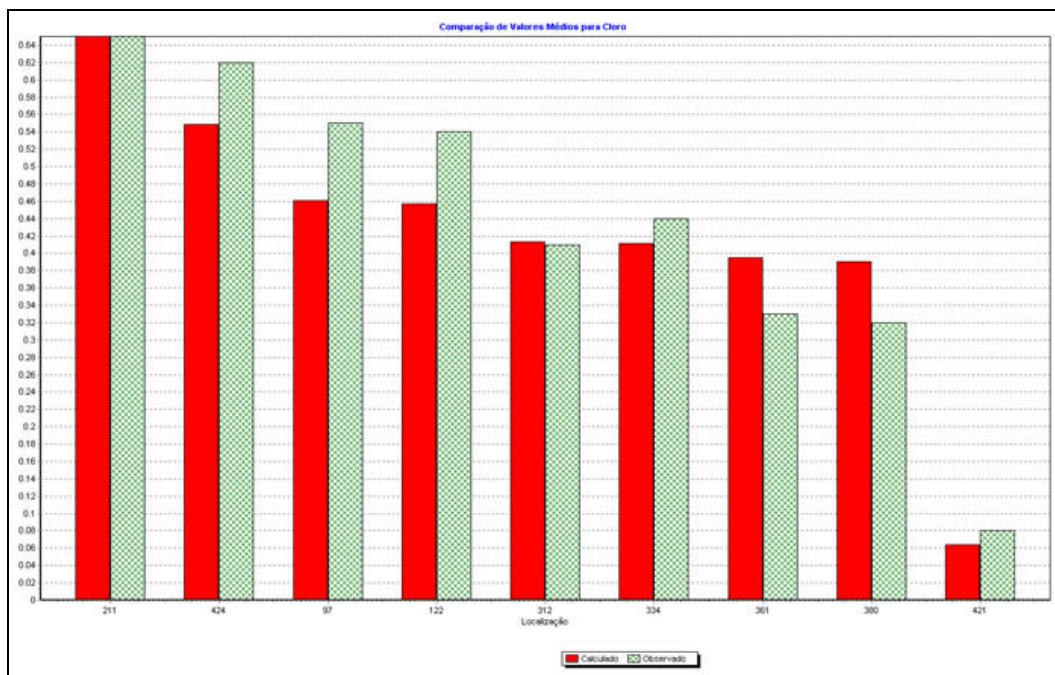


Figura 7.15 – Comparação entre os valores observados (a verde) e os valores calculados na simulação (a vermelho).

Como se pode verificar facilmente pela figura 7.16 o decaimento inicial observado é inferior ao que seria esperado, invertendo-se este comportamento no final da rede de distribuição. Este facto pode dever-se aos baixos caudais que circulam nas condutas a

partir do nó da Arrifana, local em que há o último consumo significativo (e que é de aproximadamente 58 l/s, segundo os dados da AdDP). Desta forma, em que se perspectiva um maior tempo de residência da água em conduta, há lugar para reacções de consumo de cloro devido à parede da tubagem, em que provavelmente é favorecido o crescimento de biofilme devido à diminuição da velocidade nestes troços.

Interessante foi também verificar que no último troço de conduta, entre os pontos de entrega 6356PE185 e 6356PE200 o decaimento de cloro é de ordem bastante superior ao verificado ao longo da restante rede. Esta quebra acentuada da concentração de cloro explica-se pelo reduzido diâmetro da conduta, pela distância que separa os dois pontos (7 km) e pelo baixo valor de consumo de água no ponto de entrega 6356PE200. Visto que, usando unicamente os valores de k_b e k_w previstos, o valor simulado de cloro era quase o triplo do observado, optou-se por no referido troço adoptar um coeficiente de reacção na parede $k_w=1 \text{ d}^{-1}$, tendo-se desta forma conseguido obter um valor perto do real. Existem dois pontos de entrega nesta conduta que estão desactivados e que poderão vir a ser utilizados (6356PE190 e 6356PE195).

Refira-se também que seria importante conhecer melhor o decaimento do cloro no interior dos reservatórios, uma vez que são uma parte muito importante do sistema. Segundo Dias (2002), nos reservatórios existem zonas estagnadas ou mortas, onde a idade da água é mais elevada, contribuindo para a diminuição da sua qualidade. A localização e extensão destas zonas depende da geometria do reservatório, da configuração e localização da entrada e da saída, da variação da temperatura no seu interior e da variação do nível de água no reservatório, ou seja da interacção entre a alimentação e o fornecimento de água pelo reservatório. A modelação dos reservatórios, baseada no conhecimento da hidrodinâmica da mistura, pode ser utilizada para estudar alternativas ao projecto e definir diferentes esquemas de operação, que permitam obter condições de mistura que amortecem os efeitos negativos na qualidade da água.

De uma forma geral os resultados obtidos foram considerados satisfatórios, mas é necessário proceder a melhorias que potenciem a calibração hidráulica do modelo, permitindo, a partir desse momento, fazer mais e melhores simulações da qualidade da água. O facto de existirem hoje modelos de telegestão que permitem actualizar continuamente os valores de caudal e os valores de cloro residual, torna possível carregar esses dados, nos pontos desejados, referenciados em EPANET, melhorando a qualidade de informação disponível e estabelecendo novos limites de qualidade para os modelos de simulação.

7.4 Estudo da cinética de formação de tri-halometanos

De forma idêntica ao estudo da cinética do cloro, procedeu-se à avaliação da cinética de formação de tri-halometanos. A complexidade do estudo da cinética de formação destes subprodutos da desinfecção tem conduzido à realização de experiências que procuram, sobretudo, encontrar uma forma de relacionar a sua evolução, em sistemas de distribuição, com parâmetros facilmente detectáveis, como sejam a matéria orgânica, pH, temperatura, etc..

A dificuldade em avaliar a cinética de formação de tri-halometanos deve-se principalmente ao desconhecimento das reacções envolvidas, isto é dos compostos com os quais o cloro reage, e ao facto de existirem várias espécies de subprodutos envolvidos, cuja formação varia em função dos parâmetros de qualidade da água.

Nas figuras seguintes são apresentados os resultados obtidos em laboratório, nas condições apresentadas no capítulo 5. As figuras 7.16 e 7.17 apresentam a evolução das concentrações totais de tri-halometanos (TTHM) ao longo do tempo. Os resultados destes ensaios são apresentados nos Anexos 3 e 4.

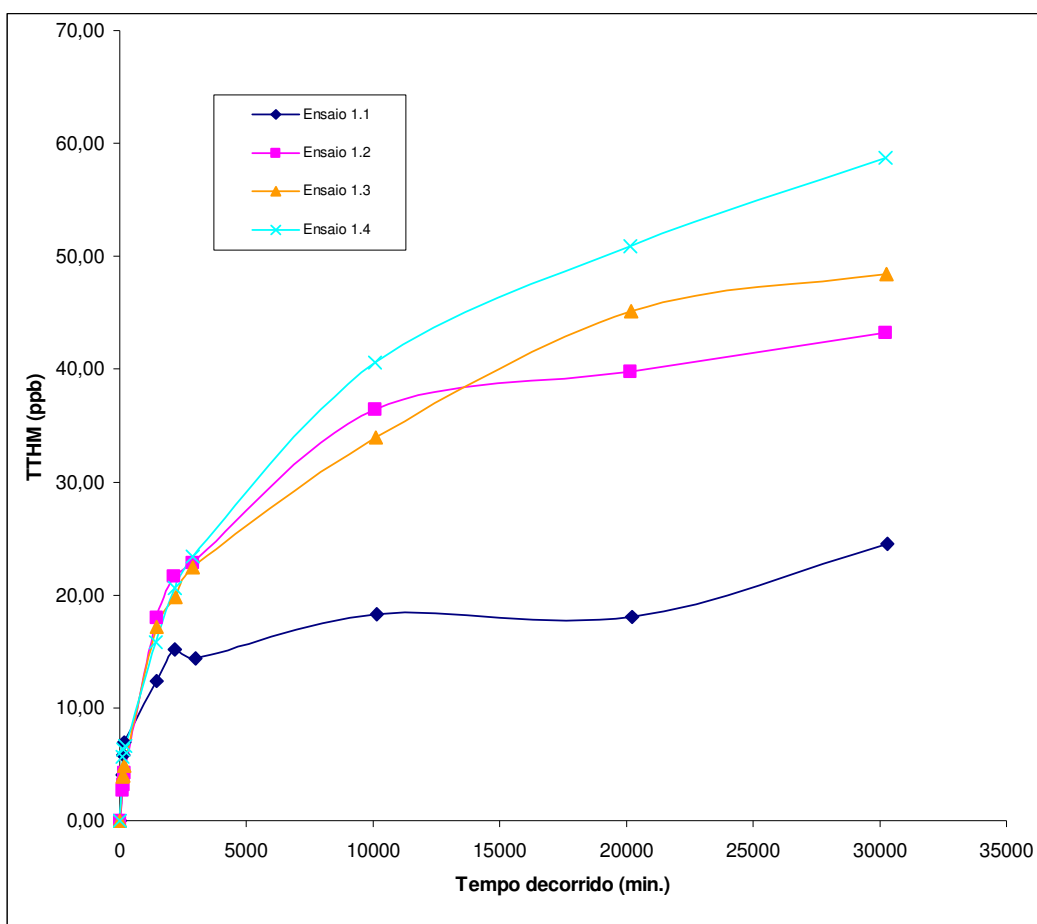


Figura 7.16 – Resultados dos ensaios em garrafa.

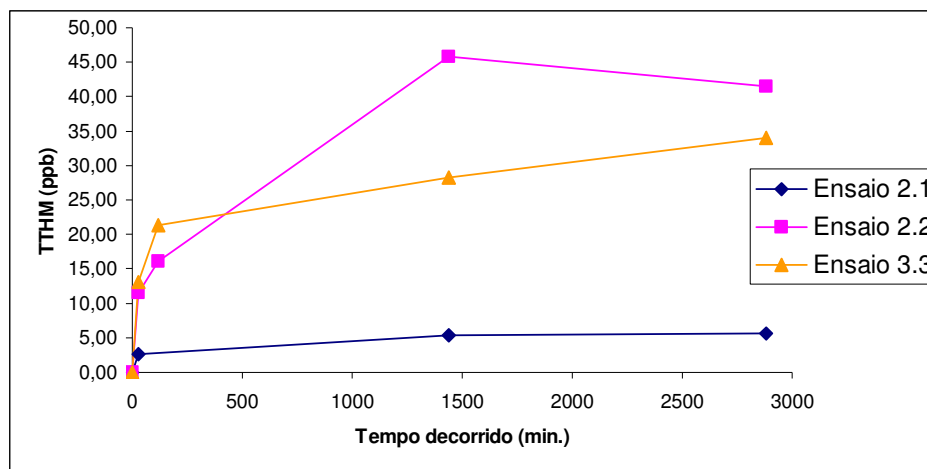


Figura 7.17 – Resultados dos ensaios em garrafa.

Estes ensaios foram realizados com o intuito de estudar a cinética de formação dos tri-halometanos. Como foi anteriormente referido, o cloro decai à medida que reage com precursores dos subprodutos de desinfecção, dando origem, entre outros, a tri-halometanos.

Através das figuras 7.16 e 7.17 pode-se verificar o aumento de tri-halometanos ao longo do tempo, sendo possível verificar que estas reacções podem decorrer durante longos períodos de tempo, como fica bem evidenciado na figura 7.16, em que, ao fim de três semanas ainda havia um aumento de tri-halometanos na água. Na figura 7.17 os ensaios terminaram mais rapidamente devido à presença de matéria orgânica, esgotando-se mais rapidamente o cloro.

Nas figuras 7.18 a 7.21 está patente a variação da concentração de espécies de tri-halometanos, sendo particularmente interessante observar a evolução do clorofórmio (CHCl_3). A concentração de clorofórmio começa a evoluir substancialmente após a primeira semana, verificando-se, com a excepção de um ensaio, que nos primeiros 90 minutos apenas se formam dibromoclorometano (CHClBr_2) e bromodichlorometano (CHCl_2Br). O bromofórmio (CHBr_3) é a espécie que aparece em menor quantidade.

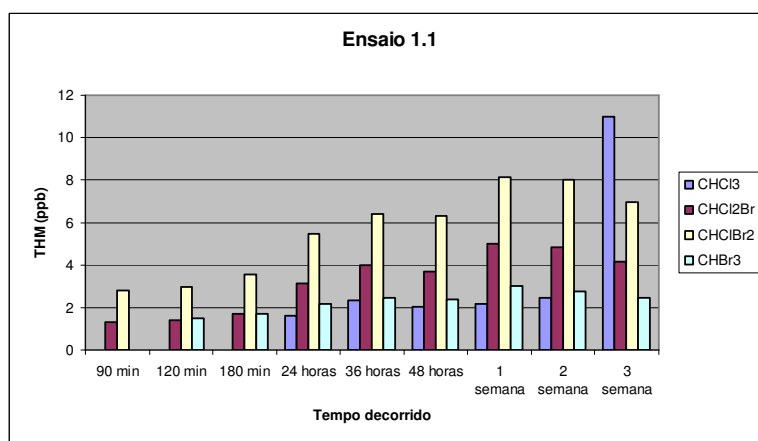


Figura 7.18 – Evolução das concentrações de espécies de tri-halometanos ao longo do tempo (ensaio 1.1).

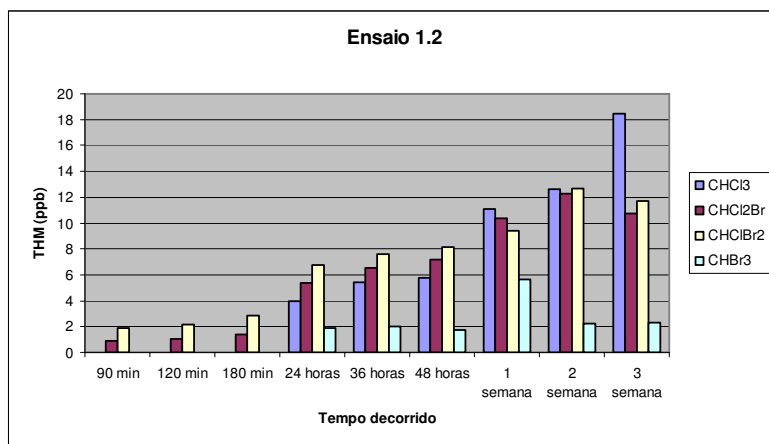


Figura 7.19 – Evolução das concentrações de espécies de tri-halometanos ao longo do tempo (ensaio 1.2).

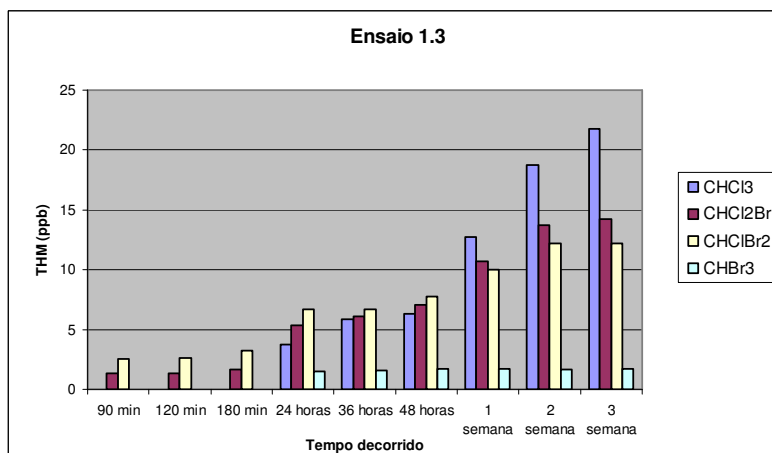


Figura 7.20 – Evolução das concentrações de espécies de tri-halometanos ao longo do tempo (ensaio 1.3).

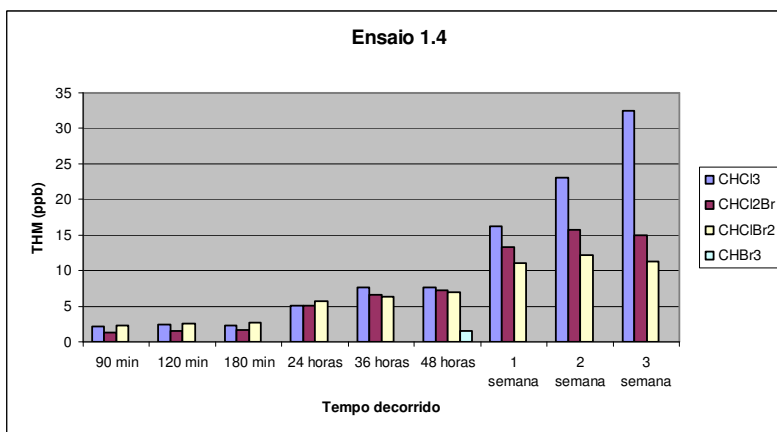


Figura 7.21 – Evolução das concentrações de espécies de tri-halometanos ao longo do tempo (ensaio 1.4).

No estudo da cinética de formação de tri-halometanos foi utilizado o modelo proposto por Clark (1998). É um modelo de 2.^a ordem que apresenta bons resultados, sendo o modelo mais aplicado segundo a bibliografia disponível (Boccelli et al. 2003). Este modelo baseia-se no facto da formação de tri-halometanos poder ser caracterizada em função do decaimento do cloro, relacionando a cinética de decaimento de cloro com a cinética de formação destes subprodutos. Na tabela 7.9 são apresentados os coeficientes de correlação dos valores experimentais das várias séries de ensaios.

Segundo Clark (1998):

$$TTHM = T \cdot \left\{ C_0 - \left[\frac{C_0 \cdot (1 - r)}{1 - r \cdot e^{-u \cdot t}} \right] \right\} + M \quad (7.1)$$

em que:

C_0 – concentração inicial de cloro (mg/l);

M – valor estimado de TTHM (μ g/l) no tempo inicial;

T – parâmetro adimensional; $T = k_p/k_{Cl}$

r e u – parâmetros da equação de decaimento de 2.^a ordem

k_p – constante de formação de produtos

k_{Cl} – constante de decaimento de cloro

Tabela 7.9 – Coeficientes de correlação dos valores experimentais das várias séries de ensaios com o modelo cinético de 2.^a ordem de Clark (1998).

Ensaio	Concentrações			Parâmetro ajustável	Coefficiente de correlação
	C0 (mg/L)	COT (mg/L)	$\Sigma TTHM$ (μ g/L)	T	R
1.1	0,51	---	119,7	33,66	0,80572
1.2	1,14	---	192,1	28,98	0,75484
1.3	1,38	---	199,6	31,49	0,86732
1.4	2,01	---	228,7	30,68	0,97706
2.1	0,51	1,59	13,6	9,35	0,89682
2.2	0,64	4,53	115,1	49,12	0,73896
2.3	1,50	2,21	96,7	18,21	0,89062
3.1	0,67	---	6,6	6,80	0,99983
3.2	0,94	---	23,7	11,93	0,87965
3.3	1,32	---	33,6	9,32	0,87343
4.1	0,85	3,49	21,7	16,61	0,99327
4.2	0,99	2,29	13,9	9,18	0,99996

Os valores aqui obtidos são na sua generalidade mais baixos que os obtidos por Clark (1998) embora existam alguns bons valores de correlação. O parâmetro ajustável T variou, no estudo de Clark, entre 36.27 e 188.60, o que se explica dado que o conjunto de dados trabalhados por Clark envolvia água de diversas origens, entre Estados Unidos e França.

A partir da tabela 7.9 pode-se constatar que um aumento da quantidade de cloro inicial traduz-se, normalmente, numa aumento do tri-halometanos produzidos, como seria de esperar. Quando isto não acontece verifica-se que a quantidade de carbono orgânico disponível era maior, logo, mesmo na presença de menor quantidade de cloro, maiores

quantidades de carbono orgânico levam à formação de tri-halometanos em maiores concentrações.

A figura 7.22 mostra os resultados dos ajustes aplicados aos dados do ensaio 1.4, tanto para o cloro como para os tri-halometanos.

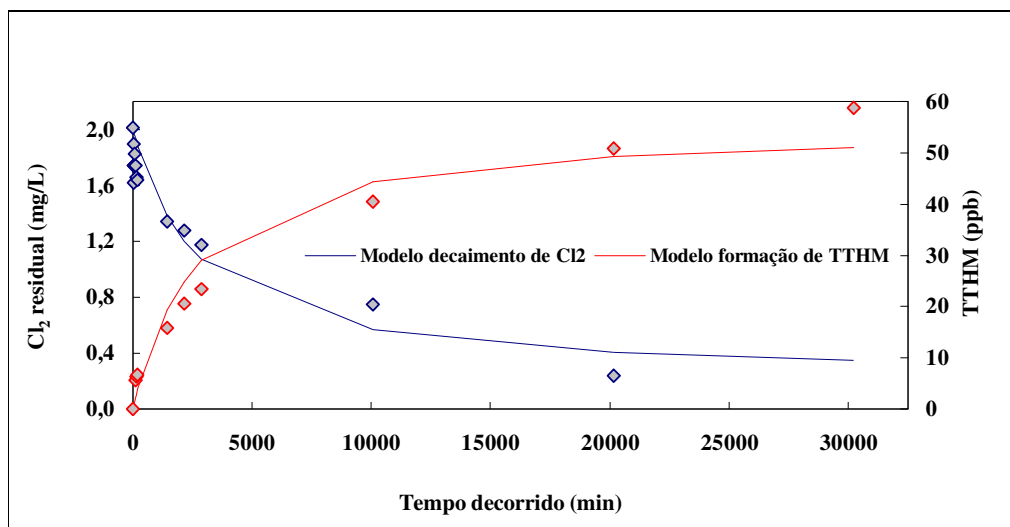


Figura 7.22 – Ajuste do modelo de 2.^a ordem (Clark, 1998) aos dados do ensaio 1.4.

Como foi referido, no capítulo 4, o EPANET permite modelar tri-halometanos, mas com grandes restrições. De facto, o programa contempla apenas um modelo a ser aplicado à cinética de formação dos tri-halometanos, modelo esse de primeira ordem saturado. Este modelo é representado pela fórmula $R = k_b (C_L - C)$, em que k_b representa a constante cinética de formação de tri-halometanos. Aplicando este modelo aos dados dos ensaios da primeira série, obtiveram-se os resultados que constam da tabela 7.10.

Tabela 7.10 – Resultado da aplicação do modelo de primeira ordem saturada à formação de tri-halometanos.

	Ensaio 1.1	Ensaio 1.2	Ensaio 1.3	Ensaio 1.4
k_b	0.00002	0.00005	0.00005	0.00004
R	0.6355	0.9425	0.9832	0.9912

Do ajuste aos dados do ensaio 1.4 resultou uma boa correlação. O modelo de 1.^a ordem saturada foi aplicado a cada ensaio, tendo em atenção que a concentração limite foi considerada como a concentração final do ensaio em causa e a concentração inicial corresponde à primeira leitura de tri-halometanos em cada ensaio.

Também foram realizadas análises aos tri-halometanos nos ensaios em tubagem, mas em poucos pontos, conforme pode ser constatado pelos resultados apresentados no anexo 4. Aos resultados obtidos foi aplicado um modelo cinético de 2.^a ordem, sendo apresentados na tabela 7.9 os resultados do ajuste. Dadas as condições em que os ensaios foram realizados e as dificuldades já referenciadas para o caso do cloro, devem-se usar estes resultados com precaução.

7.5 Simulação da formação de tri-halometanos no caso de estudo

Partindo dos mesmos pressupostos assumidos para o caso do cloro, dada a ausência de alguns dados que seriam relevantes para a calibração hidráulica do modelo, foi aplicado o modelo proposto pelo EPANET para simular a formação dos tri-halometanos no subsistema escolhido.

Os dados para a calibração do modelo, no que respeita à qualidade da água, foram recolhidos durante a campanha realizada em Novembro de 2004, nos pontos referidos na tabela 6.3. Dada a inexistência de dados históricos, nestes pontos de entrega, sobre os tri-halometanos, a calibração foi realizada com base nos valores obtidos nas amostras analisadas.

Foi realizada a simulação nas seguintes condições:

- Foi adoptada uma cinética de formação de tri-halometanos de primeira ordem saturada (a única disponível para modelar subprodutos de desinfecção no programa), sendo a constante cinética obtida dos resultados do ensaio 1.4, devido ao elevado coeficiente de correlação alcançado e por ter sido o ensaio a partir do qual foi calculada a constante cinética de decaimento do cloro. Esta constante não foi alterada visto que o modelo de primeira ordem saturada prevê uma concentração inicial e final de tri-halometanos, tendo sido utilizados os valores reais na aplicação do modelo (para a concentração limite de tri-halometanos adoptou-se o valor de $32 \mu\text{g/l}$, idêntico ao valor obtido no ponto final da rede aquando da campanha de calibração). Assim, considerou-se $k_{\text{bulk}}=0.0576 \text{ d}^{-1}$.
- O valor da constante cinética de decaimento do cloro na parede (k_w) foi escolhido após ajuste informal do modelo, tendo sido adoptado uma cinética de primeira ordem, obtendo-se um valor de $k_w=0.0095 \text{ d}^{-1}$. Este valor foi o mesmo usado para a simulação do decaimento do cloro.
- Utilizou-se um tempo de simulação de 21 dias (504 h).

Posteriormente serão apresentados os dados da simulação final efectuada. Refira-se ainda que a Estação de Recloragem de Rio Meão foi considerada como o ponto inicial deste subsistema, sendo um ponto de origem dos tri-halometanos, com uma concentração de $19.72 \mu\text{g/l}$.

A correspondência entre os pontos de entrega e os nós estabelecidos pelo programa é apresentada na tabela 7.11.

Tabela 7.11 – Relação entre os pontos de entrega e os nós representados em mapa

Designação do Ponto de Entrega	Nó atribuído
6350PE111	211
6383PE120	424
Célula Reservatório S.J.Vêr	209
6391PE125	97
Célula Reservatório Souto Redondo	82
6353PE130	122
6356PE200	421

A figura 7.23 apresenta uma imagem retirada do programa EPANET que descreve o sistema às 504 h (i.e., após 21 dias de simulação).

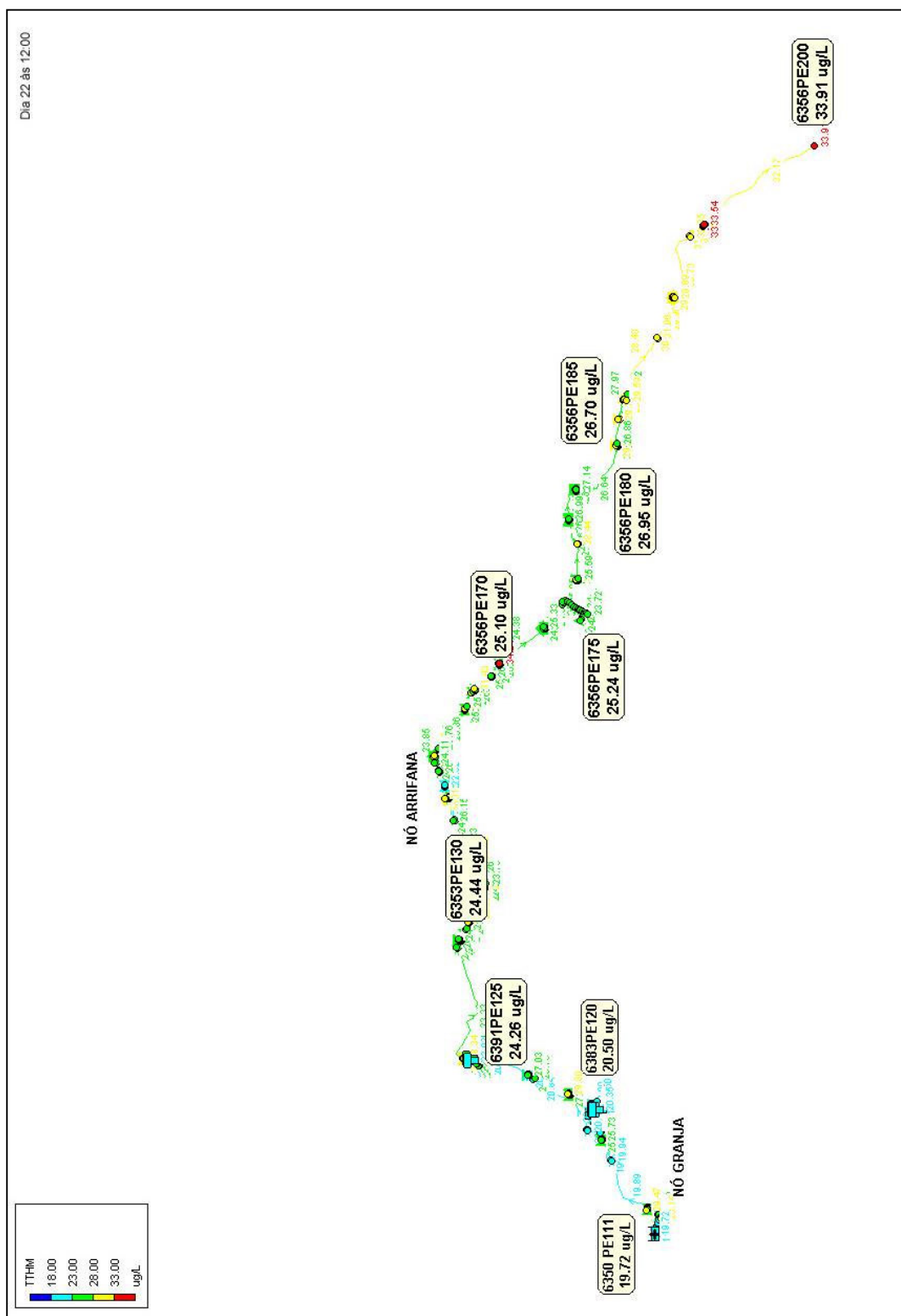


Figura 7.23 – Rede com os pontos de entrega e os valores de tri-halometanos verificados 504 h após o arranque do sistema.

Como se pode verificar na tabela 7.12, o coeficiente de correlação entre os dados simulados e os dados observados, apresenta um valor reduzido. De facto, seriam necessários mais dados para modelar com maior precisão a cinética de formação de tri-halometanos no sistema em causa, dados de ensaios a realizar em laboratório, bem como dados com origem em pontos do sistema. É importante criar um histórico relativo à variação dos tri-halometanos, tanto nos pontos de entrega de água, como à entrada e saída dos reservatórios, de forma a compreender melhor o comportamento destes subprodutos da desinfecção com cloro.

De resto, é possível verificar um crescimento das concentrações de tri-halometanos ao longo do sistema, mas as variações não se processam de forma idêntica à verificada na campanha de calibração. Isto deve-se, em muito, às diferenças que encontramos na variação de tri-halometanos à entrada e saída dos reservatórios, que na modelação não parecem ser tão significativas, o que pode ser explicado pelo facto destes reservatórios possuírem zonas estagnadas ou mortas (Dias, 2002), que podem ter um papel significativo na alteração da qualidade da água.

Tabela 7.12 – Parâmetros estatísticos da simulação da concentração de tri-halometanos (fornecidos pelo programa EPANET).

Tratamento Estatístico dos Dados de Calibração para TTHM					
Localização	Num Obs	Méd Obs	Méd Sim	Erro Méd	Desv Pad
211	1	19.72	19.72	0.000	0.000
209	1	20.71	20.23	0.476	0.476
424	1	22.46	20.37	2.094	2.094
83	1	27.41	21.97	5.438	5.438
97	1	29.22	21.98	7.242	7.242
122	1	21.19	22.34	1.152	1.152
421	1	31.61	33.42	1.813	1.813
Rede	7	24.62	22.86	2.602	3.611
Correlação entre Valores Médios: 0.742					

As figuras 7.24 e 7.25 comparam os valores observados e simulados. Um dado curioso é o valor verificado no nó 122, correspondente ao ponto de entrega 6353PE130, situado após o reservatório de Souto Redondo, em que se verifica uma redução da concentração de tri-halometanos. Este valor pode-se dever a um erro na colheita ou na análise da amostra, mas também poderia ser resultado, com menor credibilidade, de água com menor tempo de residência no sistema, levantando mais uma vez a questão do processo de formação de tri-halometanos nos reservatórios. Os valores de tri-halometanos aqui obtidos estão sempre muito abaixo do limite imposto pela legislação, o que traduz uma boa qualidade da água nestes termos. Seria interessante realizar uma simulação idêntica para o caso dos ácidos haloacéticos.

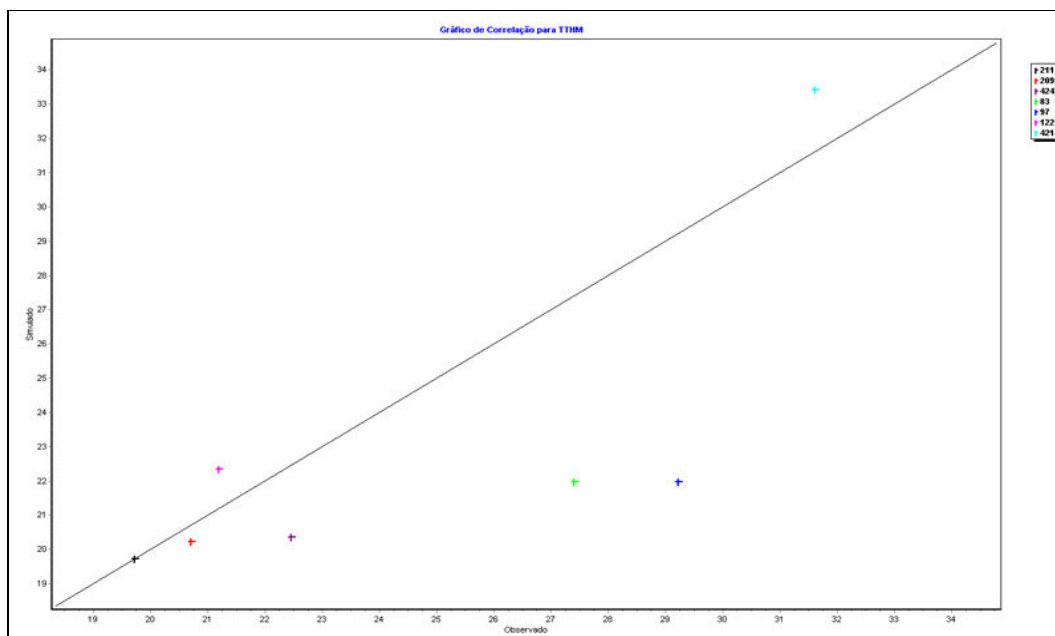


Figura 7.24 - Correlação entre as concentrações de tri-halometanos observadas e as obtidas por simulação (fornecida pelo programa EPANET).

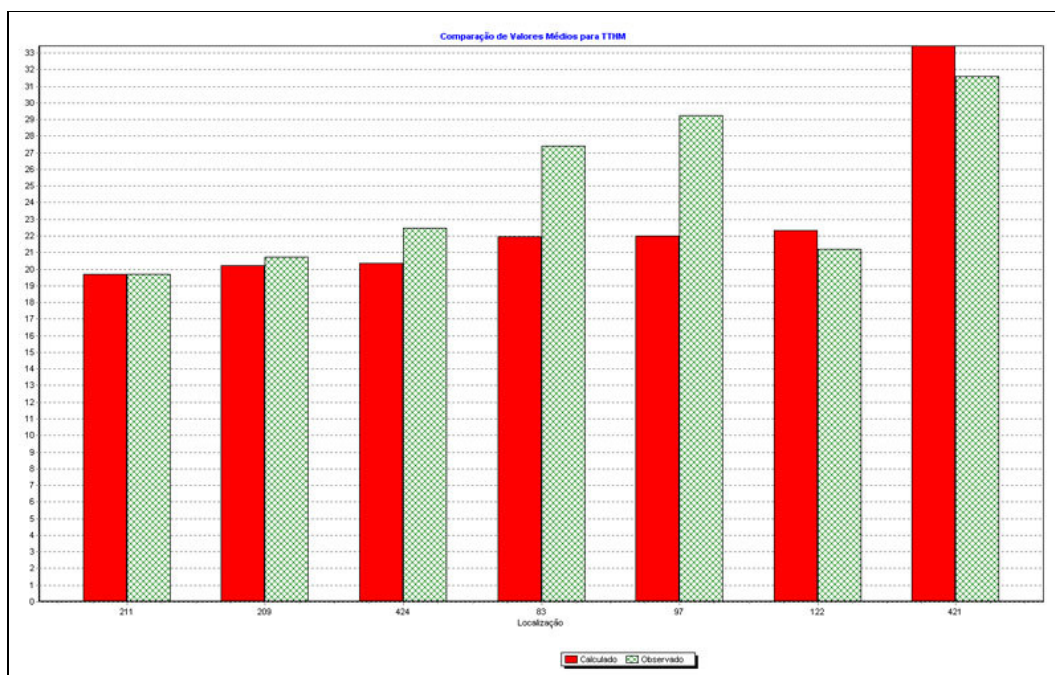


Figura 7.25 – Comparação entre os valores observados (a verde) e os valores calculados na simulação (a vermelho).

Refira-se ainda que foram testados diferentes cenários no caso da simulação da formação de tri-halometanos no caso de estudo, tendo-se obtido um coeficiente de correlação mais elevado (aproximadamente 0,80) no caso em que se duplicava o valor de k_b nos reservatórios, diminuindo k_w na rede para metade.

8. CONCLUSÕES E PROPOSTAS PARA INVESTIGAÇÃO FUTURA

O desenvolvimento da tecnologia tem permitido melhorar de forma inequívoca o controlo dos parâmetros associados à distribuição de água. Depois de terem sido desenvolvidos e aperfeiçoados os modelos hidráulicos, chegou o momento da simulação de qualidade ganhar preponderância. De facto, com a crescente preocupação em relação à qualidade, tem-se procurado assegurar, cada vez mais, que as exigências dos consumidores são respeitadas. A legislação produzida nos últimos anos acompanha esta tendência, restringindo os valores limite dos parâmetros de qualidade e impondo medidas de redução das concentrações dos compostos que se julgam ser potencialmente perigosos.

Sendo o cloro um dos principais desinfectantes utilizados no tratamento de água para consumo humano, torna-se fundamental conhecer a sua evolução/comportamento ao longo dos sistemas. Existe ainda, entre os consumidores, uma declarada desconfiança em relação à “água de torneira”. O cheiro e sabor característicos do cloro acabam por se tornar, muitas vezes, um inimigo do consumo da água tratada. Por outro lado, o cloro residual nos sistemas de distribuição acaba por reagir com outros compostos disponíveis no seio da água ou na parede das tubagens, originando subprodutos da desinfecção, entre os quais os tri-halometanos, potencialmente perigosos para a saúde humana.

O estudo das cinéticas de decaimento do cloro e de formação de tri-halometanos tem recebido nos últimos 20 anos avanços consideráveis. Com os dados obtidos e os desenvolvimentos conseguidos, torna-se imprescindível aplicar essa informação ao melhoramento das características de funcionamento dos sistemas de distribuição. A utilização da modelação de qualidade veio permitir melhorar a previsão de funcionamento dos sistemas, ao mesmo tempo que assegura avaliações fiáveis, de acordo com a informação disponível, da evolução dos parâmetros de qualidade ao longo dos sistemas caracterizados, permitindo, por exemplo, desenvolver métodos de controlo/melhoramento das características da água e otimizar processos.

Com a realização deste trabalho pretendeu-se contribuir para a melhoria do conhecimento sobre as cinéticas de decaimento do cloro e formação de tri-halometanos, não só através de ensaios laboratoriais, mas também pela aplicação do conhecimento aí adquirido a uma situação concreta.

Para o estudo das cinéticas de decaimento do cloro e formação de tri-halometanos, realizaram-se ensaios em laboratório com água tratada à qual foram aplicadas concentrações conhecidas de cloro e ajustaram-se modelos cinéticos aos resultados experimentais. Por fim, os valores dos parâmetros cinéticos obtidos foram aplicados à simulação de uma situação real, utilizando o programa EPANET.

Obtiveram-se as seguintes conclusões:

- O cloro decai na água, fruto de reacções que tanto podem ocorrer no seio da água, como com a tubagem;
- Quanto maior for a concentração de matéria orgânica presente, maior a quantidade de tri-halometanos formados;
- Entre os tri-halometanos analisados - dibromoclorometano (CHClBr_2), bromodichlorometano (CHCl_2Br), bromofórmio (CHBr_3) e clorofórmio (CHCl_3) -

nos primeiros momentos da reacção estão normalmente presentes dibromoclorometano e bromodiclorometano. O clorofórmio leva algum tempo a formar-se, mas se o tempo de residência for longo pode tornar-se a espécie dominante;

- A velocidade de decaimento do cloro varia com a concentração inicial de cloro, sendo que, considerando uma cinética de primeira ordem, quanto maior a concentração inicial de cloro, menor a velocidade de decaimento;
- O modelo de primeira ordem paralela é o que melhor traduz a cinética de formação de cloro, considerando as duas fases que caracterizam a reacção do cloro na água: uma primeira fase em que as reacções são mais rápidas e uma segunda fase em que são mais lentas;
- A cinética de formação de tri-halometanos pode ser descrita pela equação de segunda ordem de Clark (1998). A cinética de primeira ordem não traduz adequadamente a formação de tri-halometanos;
- A constante de decaimento no seio da água não é suficiente para explicar o decaimento do cloro ao longo dos sistemas de distribuição, sendo importante a acção da parede das tubagens. A constante de decaimento na parede foi obtida no processo de simulação, tendo-se realizado ajustes com valores da constante de decaimento na parede até que os valores simulados se aproximassem dos valores reais;
- O EPANET produziu bons resultados na simulação da concentração do cloro residual, podendo constituir uma ferramenta importante na gestão da qualidade da água em sistemas de distribuição, nomeadamente ao nível do cloro residual. Em relação aos tri-halometanos os resultados foram apenas razoáveis, o que se deve, em grande parte, ao facto do programa só disponibilizar uma cinética de primeira ordem saturada para simular a formação dos subprodutos de desinfecção.

Em função dos resultados obtidos neste estudo e da necessidade de promover a investigação neste campo, sugerem-se os seguintes temas para desenvolvimento futuro:

- Aprofundar o estudo efectuado, realizando mais ensaios com diferentes concentrações de cloro e variando parâmetros como a matéria orgânica, a temperatura, o pH, entre outros; realizar estudos idênticos mas em águas de diferentes características/origens;
- Criar uma base de dados com o histórico das concentrações de subprodutos de desinfecção, nomeadamente tri-halometanos e ácidos haloacéticos, e promover estudos sobre a cinética de formação destes compostos;
- Estudar as cinéticas de decaimento de cloro e de formação de subprodutos em reservatórios, recorrendo a casos reais;
- Verificar como se processa o desenvolvimento de biofilmes, com água de diferentes origens e como reagem com o desinfectante em diferentes condições, variando as concentrações de matéria orgânica, cloro e temperatura, por exemplo;
- Estudar a forma como se processam as reacções do cloro com outros compostos existentes na água, caracterizando esses compostos e os subprodutos resultantes;
- Desenvolver modelos cinéticos para a formação de tri-halometanos, de acordo com a origem da água e a concentração de cloro inicial utilizada e procurar ou

desenvolver alternativas ao EPANET que possibilitem a utilização de diferentes modelos cinéticos de formação de subprodutos.

BIBLIOGRAFIA

APHA (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition, American Public Health Association, Washington. EUA.

Boccelli, D.L.; Tryby, M.E.; Uber, J.G.; Summers, R.S. (2003). A reactive species model for chlorine decay and THM formation under rechlorination conditions. *Water Research*, 37, 2654–2666.

Boe-Hansen, R.; Albrechtsen, H.; Arvin, E.; Jorgensen, C. (2002). Bulk water phase and biofilm growth in drinking water at low nutrient conditions. *Water Research*, 36, 4477–4486.

Clark, R. M. (1998). Chlorine Demand and TTHM Formation Kinetics: A Second-Order Model. *Journal of Environmental Engineering*, 124, 1, 16-24.

Clark, R. M.; Rossman, L.A.; Wymer, L.J. (1995). Modeling distribution system water quality: regulatory implications. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 121, 6, 423-428.

Decreto-Lei 74/90 de 7 de Março de 1990 – Normas de qualidade da água.

Decreto-Lei n.º 46/94 de 22 de Fevereiro de 1994 – Utilizações do domínio hídrico.

Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto de 1998 – Normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade da água em função dos seus principais usos.

Decreto-Lei 243/2001 de 5 de Setembro de 2001 (rectificado pela declaração de rectificação 20-AT/2001, de 30 de Novembro) – Aprova as normas relativas à qualidade da água destinada ao consumo humano (revoga parcialmente o Decreto-Lei nº 236/98).

Department of Environmental Health Colorado State University (2000). Reproductive and developmental effects of disinfection by-products. Preparado para: Bureau of Reproductive and Child Health, Health Canada.

Dias, M. (2002). “Modelação matemática de quantidade e qualidade de água em sistemas de abastecimento público”. Tese de Doutoramento. Universidade do Minho.

Directiva Europeia n.º 98/83/CE de 3 de Novembro de 1998 – Qualidade da água para consumo humano (revoga parcialmente a Directiva 80/778/EEC).

Haas C. N., Karra S. B. (1984). Kinetics of Wastewater Chlorine Demand Exertion. *Journal WPCF*, 56, 170-173.

Hallam, N.B.; West, J.R.; Forster, C.F.; Powell, J.C.; Spencer, I. (2002). The decay of chlorine associated with the pipe wall in water distribution systems. *Water Research*, 36, 3479–3488.

Hart, Frederick L.; Wheeler, Wayne A.; Daly, William J. (1992). Chlorine Residual Distribution in a Municipal Water Network Presented at the NEWWA Computer Symposium. Worcester. EUA.

Kastl, G. J.; Fisher, I. H.; Jegatheesan, V. (1999). Evaluation of Chlorine Decay Kinetics Expressions for Drinking Water Distribution Systems Modelling. *Journal Water SRT-Aqua*, 48, 6, 219-226.

Kiénié, L.; Lu, W. ; Lévi, Y. (1998). Relative importance of the phenomena responsible for chlorine decay in drinking water distribution systems. *Water Science and Technology*, 38, 6, 219-227.

Lei n.º 11/87 de 7 de Abril de 1987 - Lei de Bases do Ambiente.

Lu, W.; Kiénié, L.; Lévi, Y. (1999). Chlorine demand of biofilms in water distribution systems. *Water Research*, 33, 3, 827-835.

Marsily, G. (1997). *A Água*, tradução por Pinheiro, J. 1.ª Edição. Instituto Jean Piaget, Lisboa.

Meckes, M. (2001). Biofilms in Drinking Water Distribution Systems, in, Controlling Disinfection By-Products and Microbial Contaminants in Drinking Water. Edited by Robert M. Clark and Brenda K. Boutin. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. Washington. EUA.

Metcalf & Eddy, 2003. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4th Edition (International Edition). McGraw-Hill. New York. EUA.

Microsoft Excel for Windows (2002).

Momba, M.; Makala, N. (2004). Comparing the effect of various pipe materials on biofilm formation in chlorinated and combined chlorine-chloraminated water systems. *Water SA*, 30, 2, 175 – 182.

Momba, M.; Kfir, R.; Venter, S.; Cloete, T. (2000). An overview of biofilm formation in distribution systems and its impact on the deterioration of water quality. *Water SA*, 26, 1, 59-66.

Ozdemir, O.; Ucak, A. (2002). Simulation of Chlorine Decay in Drinking-Water Distribution Systems. *Journal of Environmental Engineering*, 128, 1, 31–39.

Powell, J. C.; West, J. R.; Hallam, N. B.; Forster, C. F.; Simms, J.(2000). Performance of Various Kinetic Models for Chlorine Decay Calibrating. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 126, 1, 13-20.

Richter, Carlos A. e Netto, José M. de Azevedo, 1998. *Tratamento de Água – Tecnologia Atualizada*. 2.ª Edição. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo. Brasil.

Rossman, L. A.; Clark, R. M.; Grayman, W. M. (1994). Modeling chlorine residuals in drinking-water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*, 120, 4, 803–820.

Rossman, L. A. (2000). EPANET users manual. Risk Reduction Engineering Laboratory. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati. EUA.

Rodriguez, M.; Sérodes, J.; Levallois, P. (2004). Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system. *Water Research*, 38, 4367-4382.

Sadiq, R.; Rodriguez, M.J. (2004). Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and the predictive models for their occurrence: a review. *Science of the Total Environment*, 321, 1-3, 21-46.

Safe Drinking Water Committee (1980). Historical Note in Drinking Water and Health by National Research Council. National Academy Press, E.U.A.

Sibille, I. (1998). Stabilité biologique des réseaux de distribution d'eaux potable. *Année Biologique*, 78, 117-161.

Tebbutt, T.H.Y. (1973). *Water Science and Technology*. 1st Edition. John Murray, London.

Turgeon, S.; Rodriguez, M.; Thériault, M.; Levallois, P. (2004). Perception of drinking water in the Quebec City region (Canada): the influence of water quality and consumer location in the distribution system. *Journal of Environmental Management*, 70, 363-373.

Van der Kooij, D. (1999). Potential for biofilm development in drinking water distribution systems. *Journal of Applied Microbiology Symposium*, Supplement 85, 39S-44S.

Vasconcelos, J.J.; Rossman, L. A.; Grayman, W. M.; Boulous P. F.; Clark R. M. (1997). Kinetics of Chlorine Decay. *Journal AWWA*, 89, 7, 54-65.

U.S. Environmental Protection Agency (2001). Controlling Disinfection By-Products and Microbial Contaminants in Drinking Water. Edited by Robert M. Clark and Brenda K. Boutin, National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development. Washington. EUA.

U.S. Environmental Protection Agency (1999). Guidance Manual: Alternative Disinfectants and Oxidants. EPA 815-R-99-014.

Vieira, Paula Alexandra (2002). “Decaimento do Cloro em Sistemas de Distribuição Para Consumo Humano”, Tese de Mestrado. LNEC. Lisboa.

Vieira, P.; Coelho, S.T.; Loureiro, D. (2004), Accounting for the influence of initial chlorine concentration, TOC, iron and temperature when modelling chlorine decay in water supply. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 53, 7, 453–467.

Vieira, P.; Coelho, S.T.; Praça, P. (2002). Modelação do cloro residual como instrumento de controlo da qualidade da água em sistemas de abastecimento. 6.º Congresso da Água 2002. Porto.

Sites consultados:

Águas do Douro e Paiva – www.addp.pt

LNEC – Departamento de Hidráulica e Ambiente - www.dha.lnec.pt/nes/epanet/

Science Direct – www.sciencedirect.com

U.S. Environmental Protection Agency – www.epa.gov

Método para a determinação do cloro residual – Titulação com DPD – Standard methods for the examination of water and Wastewater – APHA 1999

1. Definições

O cloro residual é o cloro em excesso que não reagiu no tratamento da desinfecção.

O cloro residual livre é a soma das espécies Cl_2 , HOCl e OCl^- (sendo que a $\text{pH} < 6$ o Cl_2 e HOCl são as espécies predominantes; para $\text{pH} > 6$ predominam HOCl e OCl^-).

O cloro residual combinado é o cloro na forma de cloraminas.

O cloro residual total é a soma do cloro livre e cloro combinado.

2. Aplicação

O método é aplicável a águas de consumo.

A concentração mínima detectável teórica é de 0.018 mg/l.

3. Princípio do Método

Na ausência de iodo o cloro livre reage instantaneamente oxidando o indicador DPD e produzindo cor vermelha. A adição subsequente de uma pequena quantidade de iodo provoca a reação deste com as monocloraminas, produzindo-se iodo que vai oxidar o DPD e produzir novamente cor vermelha. A adição em excesso de iodo provoca uma rápida resposta das dicloraminas. Na presença de iões de iodo parte do tricloreto de azoto (NCl_3) é doseado como dicloraminas e parte como cloro livre. Porém, um procedimento suplementar, baseado na adição de iodo antes do DPD, permite estimar a proporção de NCl_3 , que é doseado juntamente com o cloro livre.

4. Interferências

O manganês no estado oxidado é normalmente a interferência mais significativa, podendo também o cobre, o cromato e o sulfato ter alguma interferência.

5. Equipamento

O equipamento necessário é buretas de vidro e outro material de vidro vulgar em laboratório.

6. Reagentes

6.1 Solução Tampão Fosfato

Dissolver 24g de Na_2HPO_4 e 46g de KH_2PO_4 , ambos anidros, em água destilada. Juntar a 100 ml de água destilada que deve conter 800 mg de sal dissódico de etileno diaminotetracético (EDTA).

Diluir a 1l com água destilada e opcionalmente juntar 20mg HgCl_2 ou duas gotas de tolueno para prevenir o crescimento de húmus. As interferências provenientes de reagentes contendo iodo em quantidades vegetais pode ser obviado mediante a adição de 20 mg HgCl_2 à solução (HgCl_2 é tóxico).

6.2 Solução indicadora de DPD(N,N-dietil-p-fenilenediamina)

Dissolver 1g de oxalato de DPD ou 1.5g de sulfato de DPD pentahidratado ou 1.1g de sulfato de DPD anidro, em água destilada contendo 8 ml de ácido sulfúrico 1+3 e 200 mg de EDTA dissódico. Completar o volume a 1l. Armazenar em garrafa de vidro escura ao abrigo da luz. Rejeitar esta solução quando se observar descoloração.

A absorvância desta solução deve ser periodicamente observada a 515 nm e rejeitada quando se verificar que supera 0.002/cm (oxalato é tóxico).

6.3 Solução titulante FAS (padrão de sulfato ferroso amoniacal)

Dissolver 1.106g de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ em água destilada fervida, contendo 1 ml de 1+3 H_2SO_4 e perfazer a 1l com água fresca fervida e arrefecida. Pode ser usado durante um mês.

O título verifica-se com dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), da seguinte forma:

- 100 ml de amostra de FAS num matraz ao qual se adiciona 10 ml de H_2SO_4 1+5, 5 ml de H_3PO_4 concentrado e 2 ml de indicador de sulfato de difenilamina e bário a 0.1%.

Uma solução de FAS preparada desta forma tem a equivalência: 1ml de FAZ – 100 μg Cl_2 .

6.4 Iodeto de potássio em cristais

6.5 Solução de iodeto de potássio

Dissolver 500 mg de iodeto de potássio e diluir a 100ml com água destilada. Armazenar num frasco de vidro escuro no frigorífico. Esta solução deve ser rejeitada quando apresentar coloração amarela.

6.6 Solução de dicromato de potássio 0.1N

Dissolver 4.904g de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ anidro em água destilada e diluir a 1l. Armazenar em frasco de vidro.

6.7 Solução de difenilaminasulfonato de bário 0.1 %

Dissolver 0.1g de $(\text{C}_6\text{H}_5\text{NHC}_6\text{H}_4\text{-4-SO}_3)_2\text{Ba}$ em 100 ml de água destilada.

6.8 Solução de arsenito de sódio (utilizado para eliminar interferências de Mn).

Dissolver 5.0g de NaAsO_2 em água destilada e diluir a 1l (produto tóxico).

6.9 Solução de tioacetamida (utilizada para determinar o cloro livre na presença de cloro combinado em solução)

Dissolver 250mg de CH_3CSNH_2 em 100 ml de água destilada (produto potencialmente cancerígeno).

6.10 Solução de glicina (utilizada para determinar o cloro livre na presença de brometo e iodeto em solução)

Dissolver 20g de glicina em água destilada. Diluir a 100 ml. Armazenar em frigorífico. Esta solução deve ser rejeitada quando se verificar a existência de turvação.

6.11 Cloreto de bário em cristais ($\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)

7. Procedimento

7.1 Determinação do cloro livre e cloraminas

7.1.1 Cloro livre

Medir 5 ml de solução tampão fosfato e 5 ml de solução indicadora de DPD para um Erlenmeyer de 250 ml. De seguida deve-se adicionar 100 ml da amostra (caso a concentração na amostra seja previsivelmente superior a 0.5 mg/l, deve ser diluída). Por fim deve-se titular rapidamente com a solução de FAS até desaparecer a cor vermelha.

8. Resultados

Para 100 ml de amostra, 1 ml de solução de FAS corresponde a 1mg de cloro residual por litro.

American Public Health Association; Standard Methods for Examination of Water & Wastewater, 20th edition; January, 1999

Este método analítico foi desenvolvido na Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto pela Eng.^a Teresa Elsa Costa para a determinação de quatro tri-halometanos (THM), clorofórmio (CHCl_3), diclorobromometano (CHCl_2Br), dibromoclorometano (CHClBr_2) e bromofórmio (CHBr_3), subprodutos resultantes da desinfecção de águas por cloro. As técnicas utilizadas para a extracção e a separação/análise dos THM foram a microextracção em fase sólida (SPME) e a cromatografia gasosa (GC) com detector de captura de electrões (ECD). O procedimento analítico consiste na transferência de 1,60 mL de amostra para um “vial” de 4 mL, onde se procede à extracção/concentração dos THM através de uma fibra de sílica fundida e revestida com uma fase adsorvente de poli(dimetilsiloxano) (PDMS). A adsorção dos THM é efectuada a 60 °C durante 15 minutos. Posteriormente, estes compostos halogenados são termicamente dessorvidos no injector do cromatógrafo gasoso, equipado com uma coluna capilar, procedendo-se à sua separação e análise.

Procedimento Analítico

Reagentes, Material e Equipamento

Recipientes para a recolha e análise das amostras: vials âmbar de rosca de 4 e 40 mL com septums de PTFE-silicone.

Micropipetas: 20, 200, 1000 e 5000 μL

Balões volumétricos: 50 e 100 mL

Pipetas de Pasteur

Nota: o material de vidro, vials e septums devem ser lavados e colocados numa estufa a secar. A limpeza deve ser efectuada com detergente alcalino (Extran MA 01 Alcalino, Merck), seguida por passagem com água da torneira, acetona e por último água destilada. Em seguida os vials devem ser introduzidos numa mufla a 400 °C durante 30 minutos, após o qual devem ser colocados numa área livre de compostos orgânicos. Depois do material ter atingindo a temperatura ambiente deve-se rolar e guardar.

Utilizou-se metanol para análises vestigiais de elevado grau de pureza ($\geq 99,8\%$) (Fluka) e acetona (Pronolab).

Na preparação e diluição das soluções padrão e amostras utilizou-se água ultrapura da Barnstead (Compact ultrapure water system). As fibras de SPME utilizadas são de PDMS com uma espessura de 100 μm , e o equipamento necessário para a técnica de SPME é composto por: placa de aquecimento e agitação (Corning Hotware hot plate/stirrer 230 V), SPME Sampling Stand (para vials de 4 mL) e um Fiber Holder para uso manual (Sigma Aldrich).

Usaram-se padrões individuais puros de clorofórmio, diclorobromometano e dibromoclorometano (1000 mg – Neat) e Bromofórmio (5000 mg – Neat) e uma solução de padrão misto contendo todos os THM (2000 $\mu\text{g/mL}$ em metanol), da Supelco.

O cromatógrafo gasoso utilizado é da marca DANI GC 1000 DPC (Controlo de Pressão Digital) e permite programação de temperaturas e operação em splitless. Está equipado com um detector de captura electrónica (ECD) e uma coluna capilar DB-624 de 30 m de comprimento, 0,53 mm de diâmetro interno e 3 μm de filme. Os dados são recolhidos

num PC equipado com um software cromatográfico adequado (CSW – Chromatography Station for Windows).

Colheita da Amostra, Preservação e Armazenamento

Os THM formam-se por reacção da matéria orgânica com compostos halogenados, concretamente com a partícula activa OCI^- resultante da adição de hipoclorito de sódio à água.

Para cessar a formação dos THM após a recolha é necessário adicionar um agente descolorante imediatamente antes de se proceder ao enchimento do vial de 40 mL:

- 4 mg de tiosulfato de sódio (ou sulfito) e de cloreto de amónio e 20 mg de ácido ascórbico.
- Alternativamente a estes três reagentes, preparar uma solução fresca de concentração 40 mg/ml, e adicionar 100 μL dessa solução ao vial, antes de se proceder ao seu enchimento.

A recolha das amostras deve ser efectuada em triplicado. Um vial deverá conter água ultrapura, funcionando como branco no controlo da solução descolorante.

Os vials devem ser cheios até ao limite do vial, evitando o transbordar e consequente perda de solução descolorante. Deve-se garantir a ausência de bolhas de ar durante o enchimento e no momento de selagem do vial.

Após a recolha os vials devem ser armazenados a 4 °C. Esta temperatura deve ser rigorosamente mantida.

As amostras deverão ser analisadas num período de 14 dias a contar com o dia da recolha.

Preparação de Padrões

Como os THM são muito voláteis é necessário proceder à preparação de padrões individuais e de uma solução mãe do padrão misto.

Os padrões individuais são utilizados na determinação dos tempos de retenção. Estes devem ser preparados por pesagem numa balança analítica de elevada precisão, do modo seguinte:

- Colocar num balão volumétrico de 50 mL, aproximadamente 49,8 mL de solvente, deixar o balão aberto durante cerca de 10 minutos;
- Colocar o balão com o solvente na balança e tarar a zero;
- Deitar algumas gotas de padrão, com uma pipeta de Pasteur, e registar o seu peso. O padrão deve cair no seio do solvente sem tocar nas paredes ou pescoço do balão volumétrico;
- Perfazer o volume caso necessário;
- Rolhar o balão volumétrico, inverter algumas vezes para promover a mistura;
- Calcular a concentração, como exemplificado:

Volume do balão: 50,00 mL

Peso registado pela adição do padrão: x mg

$$C \text{ (mg/l)} = [x \text{ (mg)}] / [50,00 \times 10^{-3} \text{ (l)}]$$

O padrão misto é utilizado para preparar uma solução mãe de 1 ppm, a partir da qual se obtêm, por diluição com água, os padrões de trabalho necessários à calibração do equipamento. A preparação da solução mãe é efectuada do seguinte modo:

- Colocar num balão volumétrico de 50 mL aproximadamente 40 mL de metanol, deixar o balão destapado e em repouso cerca de 10 minutos;
- Com uma micropipeta adequada, transferir para o balão o volume apropriado de material padrão. Assegurar que durante a transferência este cai directamente no seio do álcool sem tocar nas paredes do balão;
- Perfazer o volume, rolar e misturar invertendo diversas vezes o balão volumétrico.

Transferir todas as soluções padrão para vials de 40 mL âmbar de rosca. Armazenar no escuro a 4 °C e com o mínimo de espaço vazio. As soluções devem ser verificadas periodicamente. Este cuidado é relevante sobretudo antes de se proceder à preparação dos padrões para calibração, uma vez que a solução mãe, sendo de baixa concentração, promove facilmente a ocorrência de fenómenos de evaporação.

Calibração

Padrões de Calibração

A curva de calibração deve conter pelo menos 6 níveis de concentração de padrões de calibração. Foram preparadas concentrações de 0,50; 1,00; 2,50; 5,00; 10,0 e 15,0 µg/L, e injectadas em triplicado. Os padrões de trabalho, foram obtidos por diluição apropriada da solução mãe em água ultrapura. Os padrões de trabalho aquosos devem ser preparados diariamente e imediatamente analisados após preparação.

Todas as fibras foram previamente condicionadas no injector do GC a 250 °C, durante 30 minutos (tempo especificado pelo fabricante).

Extracção por SPME

A análise dos THM inicia-se mediante a transferência de um volume de 1,60 mL de amostra para um vial de 4 mL. O vial com a amostra, é colocado num banho termostaticado a 60 °C, seguindo-se a exposição da fibra em headspace durante 15 minutos, recolha da fibra e nova exposição no interior do injector a 200 °C durante 6 minutos, para promover a dessorção dos THM.

A temperatura de extracção, o tempo de extracção e de dessorção devem ser verificados, uma vez que não se trabalha em condições de equilíbrio.

Análise Cromatográfica

Para a separação cromatográfica foi utilizado o azoto como gás de arraste a um fluxo de 5,9 ml/min. O injector e o detector mantiveram-se isotérmicos a uma temperatura de 200 °C e 300 °C, respectivamente. O programa de temperaturas utilizado consiste em manter a coluna a 80 °C durante 5 minutos, seguindo-se um aumento de temperatura de 1 °C/min até 81 °C e finalmente um segundo aumento de temperatura de 10 °C/min até aos 150 °C estabilizando a esta temperatura durante 4 minutos, assegurando-se deste

modo a eluição de todos os analitos de interesse. As injeções devem ser efectuadas no modo splitless.

Nestas condições, a curva de calibração obtida é linear na gama de concentrações entre 0,10 e 15,0 µg/L, com um coeficiente de correlação a variar entre 0,997 e 0,999.

Para a análise de amostras reais é necessário efectuar a validação da recta de calibração. Para tal deve ser injectado um padrão de controlo de um nível intermédio da recta de calibração. Se a resposta variar, em relação à resposta esperada, em mais de 10%, deve ser preparado um novo padrão de solução mãe e efectuar novo controlo. Se o resultado se mantiver, então efectuar nova recta de calibração. O tempo de análise da amostra é de aproximadamente 40 minutos.

Segurança

Os químicos utilizados neste método exigem um manuseamento cuidadoso e deve-se minimizar o tempo de exposição aos THM e aos solventes utilizados.

O clorofórmio foi considerado carcinogénico em humanos e ratos.

Ensaio 1.1

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloragem (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio.

$C_0=0,51$ (mg/L)

Data e hora da leitura (d-m-a hh:mm)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM ($\mu\text{g/L}$)
7-6-04 14:45	0	0,51	0,00
7-6-04 14:50	5	0,42	-
7-6-04 15:05	20	0,41	-
7-6-04 15:15	30	0,38	-
7-6-04 15:25	40	0,37	-
7-6-04 15:50	65	0,29	-
7-6-04 16:20	95	0,28	4,11
7-6-04 16:50	125	0,26	5,81
7-6-04 17:50	185	0,20	6,97
8-6-04 14:50	1445	0,03	12,36
9-6-04 2:50	2165	0,03	15,20
9-6-04 16:20	2975	< L.D.	14,36
14-6-04 15:43	10138	< L.D.	18,32
21-6-04 15:43	20218	< L.D.	18,03
28-6-04 15:43	30298	< L.D.	24,54

Ensaio 1.2

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloragem (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio.

$C_0=1,14$ (mg/L)

Data e hora da leitura (dia-mês-ano horas:min)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM ($\mu\text{g/L}$)
4-6-04 15:43	0	1,14	0,00
4-6-04 15:48	5	1,03	-
4-6-04 16:03	20	0,94	-
4-6-04 16:13	30	0,81	-
4-6-04 16:23	40	0,76	-
4-6-04 16:48	65	0,76	-
4-6-04 17:18	95	0,75	2,75
4-6-04 17:48	125	0,71	3,22
4-6-04 18:48	185	0,63	4,27
5-6-04 16:05	1462	0,36	17,97
6-6-04 3:35	2152	0,27	21,63
6-6-04 15:43	2880	0,17	22,83
11-6-04 15:43	10080	0,05	36,43
18-6-04 15:43	20160	< L.D.	39,82
25-6-04 15:43	30240	< L.D.	43,20

Ensaio 1.3

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloragem (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio.

$C_0=1,38$ (mg/L)

Data e hora da leitura (dia-mês-ano horas:min)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM ($\mu\text{g/L}$)
2-6-04 13:45	0	1,38	0,00
2-6-04 14:00	15	1,34	-
2-6-04 14:15	30	1,21	-
2-6-04 14:25	40	1,23	-
2-6-04 14:35	50	1,18	-
2-6-04 15:00	75	1,19	-
2-6-04 15:30	105	1,09	3,91
2-6-04 16:00	135	1,01	3,98
2-6-04 17:00	195	1,06	4,86
3-6-04 14:20	1475	0,70	17,18
4-6-04 2:25	2200	0,49	19,78
4-6-04 13:45	2880	0,49	22,43
9-6-04 14:00	10095	0,11	33,94
16-6-04 14:00	20175	< L.D.	45,14
23-6-04 14:00	30255	< L.D.	48,41

Ensaio 1.4

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloragem (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio.

$C_0=2,01$ (mg/L)

Data e hora da leitura (dia-mês-ano horas:min)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM ($\mu\text{g/L}$)
3-6-04 15:15	0	2,01	0,00
3-6-04 15:35	20	1,90	-
3-6-04 15:50	35	1,62	-
3-6-04 16:00	45	1,75	-
3-6-04 16:10	55	1,75	-
3-6-04 16:35	80	1,83	-
3-6-04 17:05	110	1,75	5,71
3-6-04 17:35	140	1,66	6,34
3-6-04 18:35	200	1,64	6,61
4-6-04 15:10	1435	1,34	15,83
5-6-04 3:15	2160	1,28	20,58
5-6-04 15:15	2880	1,18	23,38
10-6-04 15:15	10080	0,75	40,55
17-6-04 15:15	20160	0,24	50,93
24-6-04 15:15	30240	< L.D.	58,73

Ensaio 2.1

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloragem (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio e ácidos húmicos.

$C_0=0,51$ (mg/L)

$COT= 1,59$ mg/L

Data e hora da leitura (d-m-a hh:mm)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM (µg/L)
8-6-04 16:30	0	0,51	0,00
8-6-04 16:35	5	0,22	-
8-6-04 16:40	10	0,11	-
8-6-04 16:45	15	0,08	-
8-6-04 16:50	20	0,04	-
8-6-04 16:53	23	0,03	-
8-6-04 16:55	25	0,03	-
8-6-04 17:00	30	< L.D.	2,62
9-6-04 16:35	1440	< L.D.	5,42
10-6-04 16:35	2880	< L.D.	5,58
15-6-04 16:35	10080	< L.D.	-
22-6-04 16:35	20160	< L.D.	-
29-6-04 16:35	30240	< L.D.	-

Ensaio 2.2

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloragem (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio e ácidos húmicos.

$C_0=0,64$ (mg/L)

$COT= 4,53$ mg/L

Data e hora da leitura (dia-mês-ano horas:min)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM (µg/L)
10-6-04 14:15	0	0,64	0,00
10-6-04 14:20	5	0,36	-
10-6-04 14:25	10	0,27	-
10-6-04 14:30	15	0,19	-
10-6-04 14:35	20	0,14	-
10-6-04 14:40	25	0,13	-
10-6-04 14:45	30	0,08	11,58
10-6-04 15:00	45	0,04	-
10-6-04 16:15	120	< L.D.	16,11
11-6-04 14:30	1440	< L.D.	45,85
12-6-04 14:15	2880	< L.D.	41,53
17-6-04 14:15	10080	< L.D.	-
24-6-04 14:15	20160	< L.D.	-
1-7-04 14:15	30240	< L.D.	-

Ensaio 2.3

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloração (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio e ácidos húmicos.

$C_0=1,50$ (mg/L)

$COT= 2,21$ mg/L

Data e hora da leitura (dia-mês-ano horas:min)	Tempo decorrido (min)	Cloro residual (mg/L)	TTHM (µg/L)
9-6-04 15:35	0	1,50	0,00
9-6-04 15:40	5	0,79	-
9-6-04 15:45	10	0,68	-
9-6-04 15:50	15	0,56	-
9-6-04 15:55	20	0,53	-
9-6-04 16:05	30	0,41	13,08
9-6-04 16:25	50	0,23	-
9-6-04 16:50	75	0,16	-
9-6-04 17:35	120	0,06	21,31
10-6-04 15:35	1440	< L.D.	28,25
11-6-04 15:35	2880	< L.D.	34,02
16-6-04 15:35	10080	< L.D.	-
23-6-04 15:35	20160	< L.D.	-
30-6-04 15:35	30240	< L.D.	-

Ensaio 3.1

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloragem (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio.

$C_0=0,67$ (mg/L)

Data e hora da leitura (d-m-a hh:mm)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM (μ g/L)
2-7-04 12:55	0	0,67	0,00
2-7-04 13:00	5	0,54	-
2-7-04 13:05	10	0,39	-
2-7-04 13:10	15	0,34	-
2-7-04 13:25	30	0,26	2,90
2-7-04 13:55	60	0,20	-
2-7-04 14:55	120	0,09	3,75
2-7-04 15:55	240	< L.D.	-

Ensaio 3.2

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloragem (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio.

$C_0=0,94$ (mg/L)

Data e hora da leitura (dia-mês-ano horas:min)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM (μ g/L)
1-7-04 15:00	0	0,94	0,00
1-7-04 15:05	5	0,69	-
1-7-04 15:10	10	0,66	-
1-7-04 15:17	17	0,64	-
1-7-04 15:30	30	0,63	7,36
1-7-04 16:00	60	0,48	-
1-7-04 17:00	120	0,29	8,77
1-7-04 19:00	240	0,09	7,55

Ensaio 3.3

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloragem (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio.

$C_0=1,32$ (mg/L)

Data e hora da leitura (dia-mês-ano horas:min)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM (μ g/L)
30-6-04 13:25	0	1,32	0,00
30-6-04 13:30	5	1,09	-
30-6-04 13:35	10	1,05	-
30-6-04 13:40	15	0,98	-
30-6-04 13:54	29	0,93	7,45
30-6-04 14:25	60	0,77	-
30-6-04 15:25	120	0,52	7,31
30-6-04 17:25	240	0,32	9,78
30-6-04 19:25	360	0,16	9,09

Ensaio 4.1

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloração (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio e ácidos húmicos.

$C_0=0,85$ (mg/L)

$COT= 3,49$ mg/L

Data e hora da leitura (d-m-a hh:mm)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM (μ g/L)
7-7-04 15:40	0	0,85	0,00
7-7-04 15:45	5	0,59	-
7-7-04 15:50	10	0,46	-
7-7-04 15:55	15	0,41	-
7-7-04 16:10	30	0,24	9,27
7-7-04 16:40	60	0,07	12,43

Ensaio 4.2

Solução: Água da ETA de Lever antes da cloração (ponto de amostragem 864) enriquecida com hipoclorito de sódio e ácidos húmicos.

$C_0=0,99$ (mg/L)

$COT= 2,29$ mg/L

Data e hora da leitura (dia-mês-ano horas:min)	Tempo decorrido (mm)	Cloro residual (mg/L)	TTHM (μ g/L)
7-7-04 13:55	0	0,99	0,00
7-7-04 14:00	5	0,69	-
7-7-04 14:05	10	0,53	-
7-7-04 14:12	17	0,44	-
7-7-04 14:25	30	0,33	6,32
7-7-04 15:00	65	0,13	7,60

[TITLE]

[JUNCTIONS]

; ID	Elev	Demand	Pattern
3	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
4	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
5	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
7	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
8	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
9	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
10	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
11	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
12	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
13	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
14	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
15	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
16	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
17	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
18	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
19	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
20	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
21	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
22	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
23	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
24	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
25	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
26	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
27	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
28	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
29	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
30	213	0	;SAÍDA RESERVATORIO SJ VER
1	222.72	0	;6352CV010
2	225.72	0	;6352CV010
31	226.48	0	;6352CV010
32	225.72	0	;6352CV010
33	180.48	0	;6352CV020
34	180.48	0	;6352CV020
35	180.48	0	;6352CV020
36	180.48	0	;6352CV020
37	180.48	0	;6352CV020
38	180.48	0	;6352CV020
39	180.21	0	;6352CV020
40	180.21	0	;6352CV020
41	180.21	0	;6352CV020
42	180.21	0	;6352CV020

43	180.21	0	; 6352CV020
44	180.21	0	; 6352CV020
45	214.11	0	; 6352CV030
46	214.11	0	; 6352CV030
47	214.11	0	; 6352CV030
48	214.915	0	; 6352CV030
50	209.42	0	; 6352CV40
51	209.42	0	; 6352CV40
52	209.42	0	; 6352CV40
53	209.42	0	; 6352CV40
54	209.42	0	; 6352CV40
55	209.14	0	; 6352CV40
56	209.14	0	; 6352CV40
57	305.56	0	; 6352CV50
58	305.56	0	; 6352CV50
59	305.56	0	; 6352CV50
60	306.335	0	; 6352CV50
49	302.76	0	; 6352CV060
61	302.76	0	; 6352CV060
62	302.76	0	; 6352CV060
63	302.76	0	; 6352CV060
64	302.76	0	; 6352CV060
65	302.54	0	; 6352CV060
66	302.54	0	; 6352CV060
67	308.74	0	; 6352CV070
68	308.74	0	; 6352CV070
69	308.74	0	; 6352CV070
70	309.5	0	; 6352CV070
71	309.7871	0	; 6352CV070
72	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
73	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
74	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
75	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
76	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
77	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
78	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
79	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
80	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
81	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
84	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
85	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
86	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
87	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
88	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
89	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
90	310	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO

91	310	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
92	310	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
93	310	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
94	310	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
95	310	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
96	310	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
97	310	8.720	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
98	310	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
99	310	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
100	304	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
101	216.92	0	;6353CV010
102	216.92	0	;6353CV010
103	216.92	0	;6353CV010
104	216.92	0	;6353CV010
105	216.92	0	;6353CV010
106	216.92	0	;6353CV010
107	216.72	0	;6353CV010
108	216.72	0	;6353CV010
109	216.72	0	;6353CV010
110	216.72	0	;6353CV010
112	296.13	0	;6353CV020
113	296.13	0	;6353CV020
114	296.13	0	;6353CV020
115	296.98	0	;6353CV020
116	287.33	0	;6353CV030
117	287.33	0	;6353CV030
118	287.33	0	;6353CV030
119	287.33	0	;6353CV030
120	287.33	0	;6353CV030
121	287.33	0	;6353CV030
122	287.33	2.648	;6353CV030
123	268.93	0	;6353CV040
124	268.93	0	;6353CV040
125	268.93	0	;6353CV040
126	268.93	0	;6353CV040
127	262.18	0	;6353CV050
128	262.18	0	;6353CV050
129	262.18	0	;6353CV050
130	263.06	0	;6353CV050
131	263.28	0	;6353CV050
132	263.54	0	;6353CV050
111	228.51	0	;6353CV060
133	228.51	0	;6353CV060
134	228.51	0	;6353CV060
135	228.35	0	;6353CV060
136	228.35	0	;6353CV060

137	228.35	0	; 6353CV060
138	230.80	0	; 6353CV070
139	230.80	0	; 6353CV070
140	230.80	0	; 6353CV070
141	231.65	0	; 6353CV070
142	219.72	0	; 6353CV080
143	219.72	0	; 6353CV080
144	219.57	0	; 6353CV080
145	219.72	0	; 6353CV080
146	219.57	0	; 6353CV080
147	219.57	0	; 6353CV080
148	220.21	0	; 6353CV090
149	220.21	0	; 6353CV090
150	220.21	0	; 6353CV090
151	220.21	0	; 6353CV090
152	242.94	0	; 6353CV100
153	242.94	0	; 6353CV100
154	242.94	0	; 6353CV100
155	243.79	0	; 6353CV100
156	230.54	0	; 6353CV110
157	230.54	0	; 6353CV110
158	230.54	0	; 6353CV110
159	230.33	0	; 6353CV110
160	230.33	0	; 6353CV110
161	230.33	0	; 6353CV110
162	267.13	0	; 6353CV120
163	267.13	0	; 6353CV120
164	267.13	0	; 6353CV120
165	267.97	0	; 6353CV120
166	263.61	0	; 6353CV130
167	263.61	0	; 6353CV130
168	263.61	0	; 6353CV130
169	263.36	0	; 6353CV130
170	263.36	0	; 6353CV130
171	263.36	0	; 6353CV130
172	268.67	0	; 6353CV140
173	268.67	0	; 6353CV140
174	268.67	0	; 6353CV140
175	268.67	0	; 6353CV140
176	271.40	0	; 6353CV150
177	271.40	0	; 6353CV150
178	271.40	0	; 6353CV150
179	272.24	0	; 6353CV150
180	269	0	; NO ARRIFANA
181	265.87	0	; 6356CV010
182	265.87	0	; 6356CV010

183	265.87	0	; 6356CV010
184	265.87	0	; 6356CV010
185	265.87	0	; 6356CV010
186	265.87	0	; 6356CV010
187	265.68	0	; 6356CV010
188	265.68	0	; 6356CV010
189	265.68	0	; 6356CV010
190	265.68	0	; 6356CV010
191	265.68	0	; 6356CV010
192	265.68	0	; 6356CV010
193	263.64	0	; 6356CV020
194	263.64	0	; 6356CV020
195	263.64	0	; 6356CV020
196	264.17	0	; 6356CV020
197	231.78	0	; 6356CV030
198	231.78	0	; 6356CV030
199	231.78	0	; 6356CV030
200	231.78	0	; 6356CV030
201	231.78	0	; 6356CV030
202	231.78	0	; 6356CV030
203	231.62	0	; 6356CV030
204	231.62	0	; 6356CV030
205	231.62	0	; 6356CV030
206	231.62	0	; 6356CV030
207	231.62	0	; 6356CV030
208	231.62	0	; 6356CV030
212	154.69	0	; ESTAÇÃO RECLORAGEM RIO MEÃO
213	154.69	0	; ESTAÇÃO RECLORAGEM RIO MEÃO
214	154.69	0	; ESTAÇÃO RECLORAGEM RIO MEÃO
215	213.92	0	; 6351CV060
216	213.92	0	; 6351CV060
217	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
218	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
219	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
220	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
221	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
222	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
223	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
224	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
225	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
226	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
227	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
228	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
229	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
230	213	0	; RESERVATORIO SJ VER
231	213	0	; RESERVATORIO SJ VER

232	213	0	;RESERVATORIO SJ VER
233	213.85	0	;6351CV050
234	213.85	0	;6351CV050
235	213.85	0	;6351CV050
236	213.85	0	;6351CV050
237	208.88	0	;6351CV040
238	208.88	0	;6351CV040
239	208.88	0	;6351CV040
240	209.56	0	;6351CV040
241	210.01	0	;6351CV040
242	188.92	0	;6351CV030
243	188.92	0	;6351CV030
244	188.92	0	;6351CV030
245	188.77	0	;6351CV030
246	188.36	0	;6351CV030
247	188.36	0	;6351CV030
248	204.04	0	;6351CV020
249	204.04	0	;6351CV020
250	138.59	0	;6351CV010
251	138.59	0	;6351CV010
252	138.59	0	;6351CV010
253	138.27	0	;6351CV010
254	138.27	0	;6351CV010
255	138.27	0	;6351CV010
256	152.83	0	;6350CV180
257	152.83	0	;6350CV180
258	152.83	60	;6350CV180
259	152.83	0	;6350CV180
260	152.83	0	;6350CV180
261	152.83	0	;6350CV180
262	152.83	0	;6350CV180
263	152.83	0	;6350CV180
264	153.25	0	;6350CV180
265	156.95	0	;6350CV170
266	156.95	0	;6350CV170
267	156.95	0	;6350CV170
268	157.67	0	;6350CV170
269	229.33	0	;6356CV040
270	229.79	0	;6356CV040
271	229.43	0	;6356CV050
272	229.43	0	;6356CV050
273	229.43	0	;6356CV050
274	229.27	0	;6356CV050
275	229.27	0	;6356CV050
276	229.27	0	;6356CV050
277	230.84	0	;6356CV060

278	230.84	0	; 6356CV060
279	230.84	0	; 6356CV060
280	230.84	0	; 6356CV060
281	222.12	0	; 6356CV070
282	222.12	0	; 6356CV070
283	222.12	0	; 6356CV070
284	221.97	0	; 6356CV070
285	221.97	0	; 6356CV070
286	221.97	0	; 6356CV070
287	230.95	0	; 6356CV080
288	230.95	0	; 6356CV080
289	230.95	0	; 6356CV080
290	231.36	0	; 6356CV080
291	227.38	0	; 6356CV090
292	227.38	0	; 6356CV090
293	227.38	0	; 6356CV090
294	227.24	0	; 6356CV090
295	227.24	0	; 6356CV090
296	227.24	0	; 6356CV090
297	227.24	0	; 6356CV090
298	227.24	0	; 6356CV090
299	247.10	0	; 6356CV100
300	247.10	0	; 6356CV100
301	247.10	0	; 6356CV100
302	247.10	0	; 6356CV100
303	251.77	0	; 6356CV110
304	251.77	0	; 6356CV110
305	251.77	0	; 6356CV110
306	251.77	0	; 6356CV110
307	251.49	0	; 6356CV120
308	251.49	0	; 6356CV120
309	251.49	0	; 6356CV120
310	251.49	0	; 6356CV120
311	251.49	0	; 6356CV120
312	251.49	0	; 6356CV120
313	251.49	1.002	; 6356CV110
314	251.65	0	; 6356CV120
315	251.82	0	; 6356CV120
316	269.29	0	; 6356CV130
317	269.29	0	; 6356CV130
318	269.29	0	; 6356CV130
319	269.29	0	; 6356CV130
320	269.29	0	; 6356CV140
321	269.29	0	; 6356CV140
322	269.29	0	; 6356CV140
323	269.29	0	; 6356CV140

324	269.29	0	; 6356CV140
325	269.29	0	; 6356CV140
326	269.84	0	; 6356CV150
327	269.84	0	; 6356CV150
328	269.84	0	; 6356CV150
329	269.84	0	; 6356CV150
330	269.84	0	; 6356CV150
331	269.84	0	; 6356CV150
332	269.84	0	; 6356CV150
333	269.84	0	; 6356CV150
334	269.84	0.939	; 6356CV150
336	270	0	; 6356CV150
337	270.165	0	; 6356CV150
338	245.04	0	; 6356CV160
339	245.04	0	; 6356CV160
340	245.04	0	; 6356CV160
341	245.04	0	; 6356CV160
342	245.04	0	; 6356CV160
343	244.89	0	; 6356CV160
344	244.89	0	; 6356CV160
345	244.89	0	; 6356CV160
346	244.89	0	; 6356CV160
347	244.89	0	; 6356CV160
348	244.89	0	; 6356CV160
349	245.04	0	; 6356CV160
350	255.14	0	; 6356CV170
351	255.956	0	; 6356CV170
353	260.68	0	; 6356CV180
354	260.68	0	; 6356CV180
355	260.68	0	; 6356CV180
356	260.68	0	; 6356CV180
357	260.68	0	; 6356CV180
358	260.68	0	; 6356CV180
359	260.57	0	; 6356
360	260.57	0	; 6356CV190
361	260.57	3.365	; 6356CV190
362	260.70	0	; 6356CV200
363	260.70	0	; 6356CV200
364	260.70	0	; 6356CV200
365	260.70	0	; 6356CV200
366	260.70	0	; 6356CV200
367	260.70	0	; 6356CV200
368	217.423	0	; 6356210
369	217.423	0	; 6356CV210
370	217.423	0	; 6356CV210
371	217.423	0	; 6356CV210

372	217.423	0	; 6356CV210
373	217.423	0	; 6356CV210
374	217.423	0	; 6356CV210
375	217.423	0	; 6356CV210
376	217.423	0	; 6356CV210
377	217.423	0	; 6356CV210
378	217.423	0	; 6356CV210
379	217.423	0	; 6356CV210
380	217.423	1.450	; 6356CV210
381	217.423	0	; 6356CV210
382	217.423	0	; 6356CV210
383	217.64	0	; 6356CV210
384	248.10	0	; 6356CV220
385	248.10	0	; 6356CV220
386	248.10	0	; 6356CV220
387	248.47	0	; 6356CV220
388	248.66	0	; 6356CV220
335	237.21	0	; 6356CV230
352	237.21	0	; 6356CV230
389	237.21	0	; 6356CV230
390	237.21	0	; 6356CV230
391	237.21	0	; 6356CV230
392	244.89	0	; 6356CV240
393	244.89	0	; 6356CV240
394	244.89	0	; 6356CV240
395	245.26	0	; 6356CV240
396	245.45	0	; 6356CV240
397	215.29	0	; 6356CV250
398	215.29	0	; 6356CV250
399	213.62	0	; 6356CV260
400	213.62	0	; 6356CV260
401	213.62	0	; 6356CV260
402	213.62	0	; 6356CV260
403	213.62	0	; 6356CV260
404	213.62	0	; 6356CV260
405	213.62	0	; 6356CV260
406	213.62	0	; 6356CV260
407	213.99	0	; 6356CV260
408	214.185	0	; 6356CV260
409	184.10	0	; 6356CV270
410	184.19	0	; 6356CV270
411	185.87	0	; 6356CV280
412	185.87	0	; 6356CV280
413	185.87	0	; 6356CV280
414	185.87	0	; 6356CV280
415	185.87	0	; 6356CV280

15	19	28	0.41	600	135	0	Open	; RESERVATORIO
SJ VER								
17	29	30	1.4420	600	135	0	Open	; RESERVATORIO
SJ VER								
18	30	29	1000	200	100	0	Open	;
23	11	12	3.8	600	135	0	Open	; RESERVATORIO
SJ VER								
24	12	23	0.77	200	100	0	CV	; RESERVATORIO
SJ VER								
25	20	18	0.845	600	135	0	CV	; RESERVATORIO
SJ VER								
26	12	13	3.8	600	135	0	Open	; RESERVATORIO
SJ VER								
27	13	27	0.77	600	135	0	CV	; RESERVATORIO
SJ VER								
28	24	19	0.845	600	135	0	CV	; RESERVATORIO
SJ VER								
34	1	2	0.975	800	135	0	Open	; 6352CV010
35	2	32	1.07	800	135	0	Open	; 6352CV010
36	2	31	0.4676419	300	135	0	Open	; 6352CV010
37	32	33	609.0804	700	135	0	Open	; 6352
38	33	34	0.537	700	135	0	Open	; 6352CV020
39	34	35	0.310	700	135	0	Open	; 6352CV020
43	34	39	0.832	200	135	0	Open	; 6352CV020
46	37	42	0.832	200	135	0	Open	; 6352CV020
48	36	37	0.396	700	135	0	Open	; 6352CV020
49	37	38	1.244	700	135	0	Open	; 6352CV020
50	40	41	0.226	200	135	0	Open	; 6352CV020
51	43	44	0.226	200	135	0	Open	; 6352CV020
52	38	45	703.2527	700	135	0	Open	; 6352
53	45	46	1.109	700	135	0	Open	; 6352CV030
54	46	47	0.781	700	135	0	Open	; 6352CV030
55	46	48	0.501	300	135	0	Open	; 6352CV030
57	47	50	83.8569	700	135	0	Open	; 6352
58	50	51	0.424	700	135	0	Open	; 6352CV40
59	52	53	0.4015	700	135	0	Open	; 6352CV40
60	53	54	0.5865	700	135	0	Open	; 6352CV40
62	53	55	0.810	200	135	0	Open	; 6352CV40
63	54	57	791.9357	700	135	0	Open	; 6352
64	57	58	0.763	700	135	0	Open	; 6352CV50
65	58	59	1.107	700	135	0	Open	; 6352CV50
66	58	60	0.4746	300	135	0	Open	; 6352CV50
47	59	49	54.5935	700	135	0	Open	; 6352CV060
56	49	61	0.665	700	135	0	Open	; 6352CV060
61	62	63	0.4082143	700	135	0	Open	; 6352CV060
67	63	64	0.740	700	135	0	Open	; 6352CV060

68	63	65	0.810	200	135	0	Open	; 6352CV060
71	64	67	133.7682	700	135	0	Open	; 6352CV070
72	67	68	0.7253	700	135	0	Open	; 6352CV070
73	68	69	1.3147	700	135	0	Open	; 6352CV070
74	68	70	0.46587	200	135	0	Open	; 6352CV070
75	70	71	0.28087	175	135	0	Open	; 6352CV070
76	69	72	6	700	135	0	Open	; 6352
77	72	73	3.05	600	135	0	CV	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
78	73	74	0.2954	600	135	0	CV	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
79	74	75	0.5978	500	135	0	CV	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
80	75	76	0.77	400	135	0	Open	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
81	77	82	2.9437	400	135	0	Open	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
82	73	78	0.2954	600	135	0	CV	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
83	78	79	0.5685	500	135	0	CV	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
84	79	80	2.12	400	135	0	Open	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
86	81	83	2.9437	400	135	0	Open	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
88	82	84	1.5722	700	135	0	CV	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
89	85	86	1.046	700	135	0	CV	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
90	87	86	2.6580	700	135	0	CV	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
92	83	90	1.6412	700	135	0	CV	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
93	89	88	0.67415	700	135	0	Open	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
94	88	87	1.06375	700	135	0	Open	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
95	88	91	0.11	125	135	0	Open	;
97	98	92	0.2491	300	135	0	Open	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
98	93	94	0.4793	300	135	0	Open	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
99	94	95	0.1163	250	135	0	Open	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
100	95	96	2.3491	200	135	0	Open	; RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								

103	86	98	0.2950	700	135	0	CV	;RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
104	99	100	5.162	700	135	0	Open	;RESERVATORIO
SOUTO REDONDO								
106	100	101	71.5896	700	135	0	Open	;6353
107	101	102	1.0275	700	135	0	Open	;6353CV010
108	102	103	0.27667	700	135	0	Open	;6353CV010
109	104	105	0.38333	700	135	0	Open	;6353CV010
110	105	106	0.6975	700	135	0	Open	;6353CV010
111	102	107	0.80075	200	135	0	Open	;6353CV010
112	105	109	0.80075	200	135	0	Open	;6353CV010
116	106	112	1886.3087	700	135	0	Open	;6353
117	112	113	0.960	700	135	0	Open	;6353CV020
118	113	114	0.960	700	135	0	Open	;6353CV020
119	113	115	0.5012246	150	135	0	Open	;6353CV020
120	114	116	109.0725	700	135	0	Open	;6353
121	116	117	0.16065	150	135	0	Open	;6353CV030
122	118	119	2.135	150	135	0	Open	;6353CV030
123	121	122	0.23435	150	135	0	Open	;6353CV030
127	116	123	191.0024	700	135	0	Open	;6353
128	123	124	0.49417	700	135	0	Open	;6353CV040
129	125	126	0.79583	700	135	0	Open	;6353CV040
131	126	127	103.4826	700	135	0	Open	;6353
132	127	128	0.92921	700	135	0	Open	;6353CV050
133	128	129	0.9907886	700	135	0	Open	;6353CV050
134	128	130	0.4810775	200	135	0	Open	;6353CV050
135	131	132	0.2586437	200	135	0	Open	;6353CV050
137	129	111	273.6749	700	135	0	Open	;6353
138	111	133	0.73012	700	135	0	Open	;6353CV060
139	133	134	1.17488	700	135	0	Open	;6353CV060
140	133	135	0.86292	200	135	0	Open	;6353CV060
142	136	137	0.21022	200	135	0	Open	;6353CV060
143	134	138	74.3828	700	135	0	Open	;6353
144	138	139	0.975	700	135	0	Open	;6353CV070
145	139	140	0.950	700	135	0	Open	;6353CV070
146	139	141	0.5017167	150	135	0	Open	;6353CV070
147	140	142	399.9203	700	135	0	Open	;6353
148	142	143	1.010	700	135	0	Open	;6353CV080
149	143	145	0.730	700	135	0	Open	;6353CV080
150	143	144	0.81353	150	135	0	Open	;6353CV080
151	146	147	0.15435	150	135	0	Open	;6353CV080
153	145	148	48.3709	500	135	0	Open	;6353
154	148	149	0.44418	500	135	0	Open	;6353CV090
155	150	151	0.81583	500	135	0	Open	;6353CV090
157	151	152	217.5285	500	135	0	Open	;6353
158	152	153	0.940	500	135	0	Open	;6353CV100

159	153	154	0.980	500	135	0	Open	;6353CV100
160	153	155	0.5022089	150	135	0	Open	;6353CV100
161	154	156	248.3808	500	135	0	Open	;6353
162	156	157	1.015	500	135	0	Open	;6353CV110
163	157	158	0.7	500	135	0	Open	;6353CV110
164	157	159	0.69861	200	135	0	Open	;6353CV110
165	160	161	0.22522	200	135	0	Open	;6353CV110
167	158	162	663.5601	500	135	0	Open	;6353
168	162	163	0.950	500	135	0	Open	;6353
169	163	164	0.960	500	135	0	Open	;6353CV120
170	163	165	0.48607	150	135	0	Open	;6353CV120
171	164	166	329.1890	500	135	0	Open	;6353
172	166	167	0.955	500	135	0	Open	;6353CV130
173	167	168	0.960	500	135	0	Open	;6353CV130
174	167	169	0.8721951	200	135	0	Open	;6353CV130
175	170	171	0.2841304	200	135	0	Open	;6353CV130
177	168	172	179.1020	500	135	0	Open	;6353
178	172	173	0.6091667	500	135	0	Open	;6353CV140
180	174	175	0.6858333	500	135	0	Open	;6353CV140
181	175	176	219.7327	500	135	0	Open	;6353
182	176	177	0.980	500	135	0	Open	;6353CV150
183	177	178	0.940	500	135	0	Open	;6353CV150
184	177	179	0.48607	150	135	0	Open	;6353CV150
185	178	180	136.2352	500	135	0	Open	;6353
186	180	181	96.0478	400	135	0	Open	;6356
187	181	182	1.580	400	135	0	Open	;6356CV010
188	182	183	0.210	400	135	0	Open	;6356CV010
189	184	185	0.580	400	135	0	Open	;6356CV010
190	185	186	0.540	400	135	0	Open	;6356CV010
191	182	187	0.63447	100	135	0	Open	;6356CV010
192	188	189	0.55760	100	135	0	Open	;6356CV010
193	185	190	0.63447	100	135	0	Open	;6356CV010
194	191	192	0.55750	100	135	0	Open	;6356CV010
198	186	193	141.8435	400	135	0	Open	;6356
199	193	194	0.975	400	135	0	Open	;6356CV020
200	194	195	0.930	400	135	0	Open	;6356CV020
201	194	196	0.33065	100	135	0	Open	;6356CV020
202	195	197	759.4923	400	135	0	Open	;6356
203	197	198	0.937	400	135	0	Open	;6356CV030
204	198	199	0.497	400	135	0	Open	;6356CV030
205	200	201	0.282336	400	135	0	Open	;6356CV030
206	201	202	1.166	400	135	0	Open	;6356CV030
207	198	203	0.535417	100	135	0	Open	;6356CV030
208	204	205	0.455507	100	135	0	Open	;6356CV030
209	201	206	0.535417	100	135	0	Open	;6356CV030
210	207	208	0.455507	100	135	0	Open	;6356CV030

214	209	3	2.786	600	135	0	CV	;RESERVATORIO
SJ VER								
215	210	10	2.636	600	135	0	CV	;RESERVATORIO
SJ VER								
1	211	212	2.2975	600	135	0	CV	;ESTAÇÃO
RECLORAGEM RIO MEÃO								
9	213	214	0.379	600	135	0	Open	;ESTAÇÃO
RECLORAGEM RIO MEÃO								
218	215	216	1.7	600	135	0	Open	;6351CV060
219	217	218	1.7728	600	135	0	Open	;RESERVATORIO
SJ VER								
220	218	219	0.6334	550	135	0	Open	;RESERVATORIO
SJ VER								
221	219	220	0.9908	500	135	0	Open	;RESERVATORIO
SJ VER								
222	220	221	1.741	500	135	0	CV	;RESERVATORIO
SJ VER								
224	222	223	3.107	500	135	0	Open	;RESERVATORIO
SJ VER								
225	224	225	0.5520	500	135	0	Open	;RESERVATORIO
SJ VER								
226	220	226	4.1405	500	135	0	CV	;RESERVATORIO
SJ VER								
227	227	228	2.9096	500	135	0	Open	;RESERVATORIO
SJ VER								
229	228	225	1.508	500	135	0	Closed	;RESERVATORIO
SJ VER								
230	225	231	1.202	500	135	0	CV	;RESERVATORIO
SJ VER								
231	228	229	0.452	500	135	0	CV	;RESERVATORIO
SJ VER								
232	230	209	4.0914	500	135	0	Open	;RESERVATORIO
SJ VER								
233	232	210	4.8494	500	135	0	Open	;RESERVATORIO
SJ VER								
236	215	217	4.8316	600	135	0	Open	;6351
237	236	235	0.518	600	135	0	Open	;6351CV050
238	234	233	0.8	600	135	0	Open	;6351CV050
239	233	216	3.0853	600	135	0	Open	;6351
241	239	238	1.080	600	135	0	Open	;6351CV040
242	238	237	1.040	600	135	0	Open	;6351CV040
243	237	236	87.8029	600	135	0	Open	;6351
244	238	240	0.3815462	200	135	0	Open	;6351CV040
246	244	243	0.925	600	135	0	Open	;6351CV030
247	243	242	0.805	600	135	0	Open	;6351CV030
248	242	239	107.2419	600	135	0	Open	;6351

249	243	245	0.476	400	135	0	Open	; 6351CV030
250	245	246	0.4714659	150	135	0	Open	; 6351CV030
252	252	251	0.9075	600	135	0	Open	; 6351CV010
253	251	250	0.9425	600	135	0	Open	; 6351CV010
254	251	253	0.83916	150	135	0	Open	; 6351CV010
255	254	255	0.20507	150	135	0	Open	; 6351CV010
256	250	249	973.7663	600	135	0	Open	; 6351
257	249	248	1690	600	135	0	Open	; 6351CV020
258	248	244	340.7334	600	135	0	Open	; 6351
260	263	256	0.788	600	135	0	Open	; 6350CV180
261	256	259	0.409	600	135	0	Open	; 6350CV180
263	260	261	1.24894	600	135	0	Open	; 6350CV180
264	261	262	0.64146	600	135	0	Open	; 6350CV180
265	262	252	201.7686	600	135	0	Open	; 6351
267	256	257	0.65883	400	135	0	Open	; 6350CV180
269	261	264	0.42213	200	135	0	Open	; 6350CV180
266	267	266	0.345	600	135	0	Open	; 6350CV170
270	266	265	0.345	600	135	0	Open	; 6350CV170
271	265	263	32	600	135	0	Open	; 6350
272	266	268	0.723	100	135	0	Open	; 6350CV170
273	214	267	81.3241	600	135	0	Open	; 6350
274	202	269	57.56	400	135	0	Open	; 6356
275	269	270	0.265911	100	135	0	Open	; 6356CV040
276	269	271	226.1531	350	135	0	Open	; 6356
277	271	272	0.540	350	135	0	Open	; 6356CV050
278	272	273	0.795	350	135	0	Open	; 6356CV050
279	272	274	0.48941	80	135	0	Open	; 6356CV050
280	275	276	0.610	80	135	0	Open	; 6356CV050
282	273	277	12.4442	350	135	0	Open	; 6356
283	277	278	0.258555	350	135	0	Open	; 6356CV060
284	278	279	0.263885	350	135	0	Open	; 6356CV060
285	278	280	0.245	100	135	0	Open	; 6356CV060
286	279	281	35.7289	350	135	0	Open	; 6356
287	281	282	1.110	350	135	0	Open	; 6356CV070
288	282	283	0.830	350	135	0	Open	; 6356CV070
289	282	284	0.53143	80	135	0	Open	; 6356CV070
290	285	286	0.570	80	135	0	Open	; 6356CV070
292	283	287	375.5385	350	135	0	Open	; 6356
293	287	288	0.8975	350	135	0	Open	; 6356CV080
294	288	289	0.9025	350	135	0	Open	; 6356CV080
295	288	290	0.23536	65	135	0	Open	; 6356CV080
296	289	291	220.1636	350	135	0	Open	; 6356
297	291	292	0.800	350	135	0	Open	; 6356CV090
298	292	293	0.545	350	135	0	Open	; 6356CV090
299	292	294	0.49399	80	135	0	Open	; 6356CV090
300	295	296	0.54355	80	135	0	Open	; 6356CV090

301	296	297	0.11639	80	135	0	Open	; 6356CV090
302	296	298	0.545	80	135	0	Open	; 6356CV090
304	293	299	1027.6608	350	135	0	Open	; 6356
305	299	300	1.150	350	135	0	Open	; 6356CV100
306	301	302	0.385	350	135	0	Open	; 6356CV100
308	302	303	5	80	135	0	Open	; 6356
309	303	304	0.300	80	135	0	Open	; 6356CV110
310	305	306	1.385	80	135	0	Open	; 6356CV110
312	306	307	15	80	135	0	Open	; 6356
313	307	308	0.3275	80	135	0	Open	; 6356CV110
314	308	309	1.4125	80	135	0	Open	; 6356CV110
315	310	311	0.330	80	135	0	Open	; 6356CV110
316	312	313	0.215	80	135	0	Open	; 6356CV120
317	308	314	0.11619	80	135	0	Open	; 6356CV110
321	302	316	550	350	135	0	Open	; 6356
322	316	317	1.025	350	135	0	Open	; 6356CV130
323	317	318	0.775	350	135	0	Open	; 6356CV130
324	317	319	0.28738	100	135	0	Open	; 6356CV130
325	318	320	10	100	135	0	Open	; 6356
327	322	323	0.25034	100	135	0	Open	; 6356CV140
328	323	324	0.25435	90	135	0	Open	; 6356CV140 -
REDUÇÃO								
329	320	321	0.42565	100	135	0	Open	; 6356CV140
331	324	325	0.165	80	135	0	Open	; 6356CV140
332	325	326	10	80	135	0	Open	; 6356
333	326	327	0.360	80	135	0	Open	; 6356CV150
334	328	329	0.16250	80	135	0	Open	; 6356CV150
335	329	330	0.54427	80	135	0	Open	; 6356CV150
336	330	331	0.28077	72.5	135	0	Open	; 6356CV150 -
REDUÇÃO								
337	331	332	0.80	65	135	0	Open	; 6356CV150
338	333	334	1.00046	65	135	0	Open	; 6356CV150
339	329	336	1	350	135	0	Open	;
340	336	337	1	350	135	0	Open	;
343	338	339	0.512	350	135	0	Open	; 6356CV160
344	339	340	0.485	350	135	0	Open	; 6356CV160
345	341	342	0.274	350	135	0	Open	; 6356CV160
346	342	349	1.404	350	135	0	Open	; 6356CV160
347	339	343	0.504837	80	135	0	Open	; 6356CV160
348	344	345	0.499071	80	135	0	Open	; 6356CV160
349	342	346	0.504837	80	135	0	Open	; 6356CV160
350	347	348	0.499071	80	135	0	Open	; 6356CV160
351	318	338	475	350	135	0	Open	; 6356
355	349	350	546.118	350	135	0	Open	; 6356
356	350	351	0.415	65	135	0	Open	; 6356CV170
357	350	353	378.1866	300	135	0	Open	; 6356

358	353	354	0.34433	300	135	0	Open	; 6356CV180
359	355	356	1.11558	300	135	0	Open	; 6356CV180
360	357	358	0.340	300	135	0	Open	; 6356CV180
363	358	359	2	300	135	0	Open	; 6356
364	359	360	1	300	135	0	Open	; 6356
365	360	361	1.810	300	135	0	Open	; 6356CV190
366	359	362	3	300	135	0	Open	; 6356
367	362	363	0.32056	300	135	0	Open	; 6356CV200
368	364	365	0.25929	300	135	0	Open	; 6356CV200
369	366	367	0.21637	300	135	0	Open	; 6356CV200
372	368	369	50	250	135	0	Open	; 6356
373	369	370	0.067	250	135	0	Open	; 6356CV210
374	370	371	0.372	200	135	0	Open	; 6356CV210 -
REDUÇÃO								
375	371	372	0.215	125	135	0	Open	; 6356CV210 -
REDUÇÃO								
376	372	373	0.2075	100	135	0	Open	; 6356CV210
377	373	374	0.15750	100	135	0	Open	; 6356CV210
379	375	376	2.18415	100	135	0	Open	; 6356CV210
380	376	377	0.1825	100	135	0	Open	; 6356CV210
381	377	378	0.210	125	135	0	Open	; 6356CV210 -
AUMENTO								
382	378	379	0.33750	200	135	0	Open	; 6356CV210 -
AUMENTO								
383	379	380	0.12250	250	135	0	Open	; 6356CV210
384	376	383	0.11891	100	135	0	Open	; 6356CV210
385	373	381	0.145	100	135	0	Open	; 6356CV210
387	367	368	523.8532	250	135	0	Open	; 6356
388	368	384	1039.0851	250	135	0	Open	; 6356
389	384	385	0.720	250	135	0	Open	; 6356CV220
390	385	386	0.775	250	135	0	Open	; 6356CV220
391	385	387	0.24684	60	135	0	Open	; 6356CV220
326	386	335	395.3061	250	135	0	Open	; 6356
393	335	352	0.546	250	135	0	Open	; 6356CV230
394	352	389	0.854	250	135	0	Open	; 6356CV230
395	352	390	0.24375	65	135	0	Open	; 6356CV230
397	389	392	290.5067	250	135	0	Open	; 6356
398	392	393	0.625	250	135	0	Open	; 6356CV240
399	393	394	0.575	250	135	0	Open	; 6356CV240
400	393	395	0.24684	65	135	0	Open	; 6356CV240
402	394	397	1948.4240	250	135	0	Open	; 6356CV250
403	397	398	0.21907	150	135	0	Open	; 6356CV250 -
JUNTA CEGA								
404	397	399	624.92222	250	135	0	Open	; 6356
405	399	400	0.6575	250	135	0	Open	; 6356CV260
406	400	401	0.18750	250	135	0	Open	; 6356CV260

407	402	403	0.2085	250	135	0	Open	; 6356CV260
408	403	404	0.638	250	135	0	Open	; 6356CV260
409	400	405	0.235	100	135	0	Open	; 6356CV260
410	403	407	0.235	100	135	0	Open	; 6356CV260
414	404	409	1041.9331	250	135	0	Open	; 6356
415	409	410	0.21907	250	135	0	Open	; 6356CV270
416	409	411	253.9855	250	135	0	Open	; 6356
417	411	412	0.67248	250	135	0	Open	; 6356CV280
418	412	413	0.73752	250	135	0	Open	; 6356CV280
419	412	414	0.24684	60	135	0	Open	; 6356CV280
421	413	416	2	250	135	0	Open	; 6356
422	416	417	0.625	250	135	0	Open	; 6356CV290
423	417	418	0.560	250	135	0	Open	; 6356CV290
424	417	419	0.24684	65	135	0	Open	; 6356CV290
426	418	421	2085.4829	250	135	0	Open	; 6356
16	422	1	159.2122	800	135	0	Open	; 6352
427	30	422	20	800	135	0	Open	; 6352
428	180	423	1	500	135	0	Open	;

[PUMPS]

; ID	Node1	Node2	Parameters	
20	15	16	HEAD CURVASJVER	; RESERVATORIO SJ VER
31	22	21	HEAD CURVASJVER	;
32	26	25	HEAD CURVASJVER	;

[VALVES]

; ID	Node1	Node2	Diameter	Type	Setting	MinorLoss	
2	3	4	600	TCV	0	0	; RESERVATORIO SJ VER
8	10	9	600	TCV	0	0	; RESERVATORIO SJ VER
12	14	15	600	TCV	0	0	; RESERVATORIO SJ VER
19	16	17	600	TCV	0	0	; RESERVATORIO SJ VER
21	23	22	600	TCV	0	0	; RESERVATORIO SJ VER
22	21	20	600	TCV	0	0	; RESERVATORIO SJ VER
29	27	26	600	TCV	0	0	; RESERVATORIO SJ VER
30	25	24	600	TCV	0	0	; RESERVATORIO SJ VER
33	28	29	600	TCV	0	0	; RESERVATORIO SJ VER
40	35	36	700	TCV	0	0	; 6352CV020
41	39	40	200	TCV	0	0	; 6352CV020
42	43	42	200	TCV	0	0	; 6352CV020
44	55	56	200	TCV	0	0	; 6352CV40
45	51	52	700	TCV	0	0	; 6352CV40
69	61	62	700	TCV	0	0	; 6352CV060
70	65	66	200	TCV	0	0	; 6352CV060
85	76	77	400	TCV	0	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
87	80	81	400	TCV	0	0	; RESERVATORIO SOUTO REDONDO
91	84	85	700	TCV	0	0	;

96	90	89	700	TCV	0	0	;
101	92	93	300	TCV	0	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
102	96	97	200	TCV	0	0	;RESERVATORIO SOUTO REDONDO
105	98	99	700	TCV	0	0	;
113	103	104	700	TCV	0	0	;6353CV010
114	107	108	700	TCV	0	0	;
115	109	110	700	TCV	0	0	;
124	117	118	150	TCV	0	0	;6353CV030
125	119	120	150	TCV	0	0	;6353CV030
126	120	121	150	TCV	0	0	;6353CV030
130	124	125	700	TCV	0	0	;6353CV040
136	130	131	200	TCV	0	0	;6353CV050
141	135	136	200	TCV	0	0	;6353CV060
152	144	146	150	TCV	0	0	;6353CV080
156	149	150	500	TCV	0	0	;6353CV090
166	159	160	200	TCV	0	0	;6353CV110
176	169	170	200	TCV	0	0	;6353CV130
179	173	174	500	TCV	0	0	;6353CV140
195	183	184	400	TCV	0	0	;6356CV010
196	187	188	100	TCV	0	0	;6356CV010
197	190	191	100	TCV	0	0	;6356CV010
211	199	200	400	TCV	0	0	;6356CV030
212	203	204	100	TCV	0	0	;6356CV030
213	206	207	100	TCV	0	0	;6356CV030
216	212	213	600	TCV	0	0	;ESTAÇÃO RECLORAGEM RIO
MEÃO							
217	221	222	500	TCV	0	0	;RESERVATORIO SJ VER
223	223	224	500	TCV	0	0	;RESERVATORIO SJ VER
228	226	227	500	TCV	0	0	;RESERVATORIO SJ VER
234	231	232	500	TCV	0	0	;RESERVATORIO SJ VER
235	229	230	500	TCV	0	0	;RESERVATORIO SJ VER
240	235	234	600	TCV	0	0	;6351CV050
245	240	241	200	TCV	0	0	;6351CV040
251	246	247	150	TCV	0	0	;6351CV030
259	253	254	150	TCV	0	0	;6351CV010
262	257	258	400	TCV	0	0	;6350CV180
268	259	260	600	TCV	0	0	;6350CV180
281	274	275	80	TCV	0	0	;6356CV050
291	284	285	80	TCV	0	0	;6356CV070
303	294	295	80	TCV	0	0	;6356CV090
307	300	301	350	TCV	0	0	;6356CV100
311	304	305	80	TCV	0	0	;6356CV110
318	314	315	80	TCV	0	0	;6356CV110
319	309	310	80	TCV	0	0	;6356CV110
320	311	312	80	TCV	0	0	;6356CV110
330	321	322	100	TCV	0	0	;6356CV140

341	327	328	350	TCV	0	0	;6356CV150
342	332	333	65	TCV	0	0	;6356CV150
352	343	344	80	TCV	0	0	;6356CV160
353	340	341	350	TCV	0	0	;6356CV160
354	346	347	80	TCV	0	0	;6356CV160
361	354	355	300	TCV	0	0	;6356CV180
362	356	357	300	TCV	0	0	;6356CV180
370	363	364	300	TCV	0	0	;6356CV200
371	365	366	300	TCV	0	0	;6356CV200
378	374	375	100	TCV	0	0	;6356CV210
386	381	382	100	TCV	0	0	;6356CV210
392	387	388	60	TCV	0	0	;6356CV220
396	390	391	65	TCV	0	0	;6356CV230
401	395	396	65	TCV	0	0	;6356CV240
411	401	402	250	TCV	0	0	;6356CV260
412	405	406	100	TCV	0	0	;6356CV260
413	407	408	100	TCV	0	0	;6356CV260
420	414	415	60	TCV	0	0	;6356CV280
425	419	420	65	TCV	0	0	;6356CV290

[DEMANDS]

;Junction	Demand	Pattern	Category
-----------	--------	---------	----------

[STATUS]

;ID	Status/Setting
20	Closed
31	Closed
32	Closed
2	Open
8	Open
12	Open
21	Open
29	Open

[PATTERNS]

;ID	Multipliers
-----	-------------

[CURVES]

;ID	X-Value	Y-Value
;PUMP: PRIMEIRA BOMBA	DO RESERVATORIO DE SJVER	
CURVASJVER	262	116

[CONTROLS]

link 91 closed if node 82 below 1.5
link 91 open if node 82 above 2.0

```
link 96 closed if node 83 below 1.5
link 96 open if node 83 above 2.0
```

```
[RULES]
;Admitindo que Res. Souto Redondo controla bombas no Res. S.J.VER
```

```
Rule 1
If TANK 82 LEVEL below 2.0
or TANK 83 LEVEL below 2.0
THEN VALVE 19 STATUS IS open
AND PUMP 20 STATUS IS open
```

```
Rule 2
If TANK 82 LEVEL below 2.5
or TANK 83 LEVEL below 2.5
THEN VALVE 30 STATUS IS open
AND PUMP 32 STATUS IS open
```

```
Rule 3
If system clocktime >= 10:00 am
and system clocktime < 12:00 pm
THEN VALVE 22 STATUS IS open
AND PUMP 31 STATUS IS open
and VALVE 30 STATUS IS open
AND PUMP 32 STATUS IS open
```

```
Rule 4
If TANK 82 LEVEL above 2.5
or TANK 83 LEVEL above 2.5
THEN VALVE 19 STATUS IS closed
AND PUMP 20 STATUS IS closed
```

```
Rule 5
If TANK 82 LEVEL above 4.0
or TANK 83 LEVEL above 4.0
THEN VALVE 22 STATUS IS closed
AND PUMP 31 STATUS IS closed
```

```
Rule 6
If TANK 82 LEVEL above 4.5
or TANK 83 LEVEL above 4.5
THEN VALVE 30 STATUS IS closed
AND PUMP 32 STATUS IS closed
```

```

Rule 7
If system clocktime >= 7:00 pm
and system clocktime < 9:00 pm
THEN VALVE 22 STATUS IS open
AND PUMP 31 STATUS IS open
and VALVE 30 STATUS IS open
AND PUMP 32 STATUS IS open

[ENERGY]
Global Efficiency      75
Global Price           0
Demand Charge         0

[EMITTERS]
;Junction              Coefficient

[QUALITY]
;Node                  InitQual

[SOURCES]
;Node                  Type          Quality      Pattern
211                    FLOWPACED    0.65

[REACTIONS]
;Type                  Pipe/Tank      Coefficient
Wall                   426           -1

[REACTIONS]
Order Bulk             1
Order Wall             1
Global Bulk            -0.032
Global Wall            -0.0095
Limiting Potential     0
Roughness Correlation  0

[MIXING]
;Tank                  Model

[TIMES]
Duration              336
Hydraulic Timestep    0:15
Quality Timestep      0:05
Pattern Timestep      1:00
Pattern Start         0:00
Report Timestep       1:00

```

Report Start	0:00
Start ClockTime	12 am
Statistic	None

[REPORT]	
Status	No
Summary	No
Page	0

[OPTIONS]	
Units	LPS
Headloss	H-W
Specific Gravity	1
Viscosity	1
Trials	60
Accuracy	0.001
Unbalanced	Continue 10
Pattern	1
Demand Multiplier	1.0
Emitter Exponent	0.5
Quality	Cloro mg/L
Diffusivity	1
Tolerance	0.01

[COORDINATES]		
;Node	X-Coord	Y-Coord
3	-1328.80	9262.43
4	-1282.50	9262.43
5	-1265.63	9262.09
7	-1248.40	9262.09
8	-1221.43	9302.54
9	-1287.35	9328.01
10	-1330.02	9328.22
11	-1221.43	9381.20
12	-1221.43	9408.92
13	-1221.43	9432.90
14	-1240.16	9381.20
15	-1282.86	9381.20
16	-1354.39	9380.62
17	-1416.21	9381.20
18	-1447.67	9409.67
19	-1447.67	9432.90
20	-1416.96	9409.67
21	-1355.53	9409.67
22	-1283.61	9408.92
23	-1240.91	9408.92

24	-1419.20	9432.90
25	-1356.72	9433.41
26	-1283.61	9432.90
27	-1241.66	9432.90
28	-1635.28	9376.06
29	-1683.99	9350.92
30	-1720.12	9339.14
1	-1767.39	9498.87
2	-1758.99	9500.07
31	-1760.33	9512.33
32	-1748.27	9500.54
33	-1048.64	9840.07
34	-1053.06	9852.50
35	-1056.36	9860.02
36	-1059.46	9868.13
37	-1062.34	9875.71
38	-1065.12	9882.10
39	-1044.25	9857.24
40	-1031.24	9864.15
41	-1018.23	9870.25
42	-1054.00	9879.20
43	-1041.40	9885.29
44	-1028.39	9891.39
45	-746.75	10595.99
46	-738.14	10601.95
47	-732.64	10605.64
48	-714.21	10557.50
50	-651.82	10659.79
51	-648.28	10668.05
52	-644.15	10678.09
53	-637.06	10689.90
54	-632.93	10696.98
55	-647.69	10694.03
56	-660.68	10698.16
57	-472.00	11686.38
58	-464.71	11690.03
59	-451.18	11696.79
60	-469.92	11701.48
49	-413.16	11723.82
61	-406.51	11728.42
62	-402.44	11731.24
63	-402.66	11737.59
64	-408.37	11751.14
65	-409.22	11735.90
66	-415.78	11734.42
67	-398.83	11872.38

68	-396.33	11875.41
69	-392.27	11879.04
70	-400.22	11879.15
71	-405.33	11882.22
72	-381.25	11888.24
73	-373.24	11883.46
74	-365.17	11892.87
75	-345.28	11894.69
76	-339.27	11889.68
77	-329.77	11881.45
78	-378.62	11877.64
79	-377.05	11857.70
80	-370.31	11852.64
81	-361.80	11846.13
84	-314.76	11868.00
85	-297.72	11854.14
86	-304.67	11833.50
87	-319.46	11819.60
88	-327.26	11824.10
89	-333.76	11828.11
90	-344.78	11835.11
91	-331.36	11816.65
92	-322.25	11811.59
93	-330.26	11799.57
94	-333.76	11795.07
95	-338.77	11788.06
96	-343.28	11781.55
97	-349.28	11773.04
98	-297.95	11829.24
99	-283.44	11852.13
100	-368.37	11921.43
101	-328.14	11987.25
102	-326.17	11990.64
103	-323.77	11994.58
104	-319.39	12002.45
105	-317.43	12005.95
106	-313.60	12012.51
107	-329.13	11992.17
108	-333.06	11994.03
109	-319.72	12007.59
110	-322.24	12009.34
112	1913.43	12129.00
113	1924.80	12120.97
114	1935.51	12112.94
115	1938.86	12138.37
116	2050.61	12030.63

117	2056.64	12041.33
118	2066.01	12057.40
119	2072.03	12067.43
120	2081.40	12079.48
121	2091.43	12096.21
122	2101.47	12109.59
123	2286.14	11950.79
124	2296.09	11948.03
125	2306.60	11944.71
126	2315.44	11941.40
127	2413.28	11893.86
128	2428.20	11887.23
129	2445.34	11878.38
130	2432.62	11892.20
131	2441.47	11902.70
132	2447.55	11912.65
111	2753.28	11745.79
133	2759.00	11756.36
134	2756.88	11765.05
135	2766.93	11756.36
136	2776.61	11756.36
137	2784.98	11756.36
138	2708.36	11857.06
139	2714.02	11873.06
140	2732.28	11883.11
141	2703.98	11886.74
142	3124.26	11602.21
143	3134.94	11592.71
144	3127.82	11584.40
145	3148.65	11589.18
146	3121.29	11574.89
147	3117.43	11570.14
148	3186.97	11573.82
149	3195.74	11570.39
150	3211.68	11564.51
151	3220.07	11561.16
152	3462.61	11667.74
153	3471.84	11672.77
154	3481.91	11669.41
155	3470.16	11680.32
156	3715.51	11747.64
157	3726.16	11754.84
158	3740.91	11764.15
159	3718.33	11766.43
160	3710.19	11779.26
161	3706.74	11785.53

162	4496.49	12178.79
163	4508.99	12191.29
164	4515.87	12198.79
165	4493.01	12205.01
166	4940.85	12287.13
167	4962.55	12295.67
168	4980.42	12303.12
169	4955.11	12320.99
170	4944.68	12359.70
171	4935.75	12382.04
172	5182.77	12375.14
173	5191.53	12378.37
174	5206.27	12382.98
175	5217.33	12388.05
176	5471.24	12485.74
177	5487.36	12491.27
178	5504.56	12498.18
179	5483.22	12502.33
180	5664.95	12559.27
181	5772.24	12595.93
182	5777.87	12592.76
183	5782.27	12588.60
184	5789.60	12581.27
185	5794.24	12577.11
186	5799.75	12571.70
187	5780.55	12595.93
188	5784.22	12600.33
189	5786.42	12602.78
190	5796.93	12581.02
191	5800.84	12586.40
192	5803.04	12589.82
193	5939.46	12496.85
194	5958.74	12492.51
195	5969.06	12487.62
196	5961.18	12500.65
197	6726.49	11985.87
198	6739.12	11979.83
199	6743.61	11977.63
200	6748.87	11973.14
201	6751.45	11970.84
202	6758.55	11964.96
203	6740.65	11981.36
204	6743.42	11984.22
205	6744.85	11985.56
206	6753.17	11972.66
207	6756.13	11975.43

208	6758.04	11977.06
212	-3711.96	8091.28
213	-3669.31	8078.84
214	-3637.32	8069.96
215	-1678.16	9245.19
216	-1678.96	9241.83
217	-1676.01	9251.24
218	-1690.49	9278.69
219	-1655.98	9290.29
220	-1629.76	9290.45
221	-1609.05	9307.51
222	-1568.84	9308.73
223	-1534.72	9308.73
224	-1498.17	9308.73
225	-1478.67	9308.73
226	-1609.05	9277.05
227	-1567.62	9277.05
228	-1478.67	9277.05
229	-1439.68	9262.43
230	-1389.72	9262.43
231	-1442.12	9327.00
232	-1390.94	9328.22
233	-1679.64	9239.55
234	-1683.91	9237.33
235	-1686.71	9235.51
236	-1688.94	9234.57
237	-1771.69	9242.65
238	-1786.10	9246.29
239	-1796.67	9248.50
240	-1788.47	9230.84
241	-1788.47	9214.44
242	-1808.66	9247.87
243	-1941.28	9206.81
244	-1959.50	9194.82
245	-1953.08	9214.95
246	-1960.81	9219.83
247	-1973.02	9227.56
248	-2361.46	9026.35
249	-2387.59	9015.59
250	-3317.03	8288.11
251	-3329.55	8273.00
252	-3346.48	8253.01
253	-3344.03	8283.33
254	-3369.65	8296.66
255	-3395.28	8311.01
256	-3494.43	8049.19

257	-3479.60	8037.51
258	-3463.88	8026.79
259	-3490.35	8053.64
260	-3484.04	8062.91
261	-3476.25	8072.93
262	-3468.83	8084.06
263	-3509.04	8042.62
264	-3466.24	8065.51
265	-3534.32	8045.65
266	-3551.52	8048.69
267	-3568.71	8050.71
268	-3551.52	8014.30
269	6799.17	11929.24
270	6807.03	11936.95
271	7075.12	11820.68
272	7079.83	11819.97
273	7084.67	11818.65
274	7081.59	11826.58
275	7081.59	11839.34
276	7082.03	11845.07
277	7094.80	11810.73
278	7100.08	11805.89
279	7103.60	11802.80
280	7104.48	11809.85
281	7126.06	11775.07
282	7131.78	11765.82
283	7135.74	11760.54
284	7138.38	11768.91
285	7146.31	11773.31
286	7156.43	11777.71
287	7398.13	11444.51
288	7407.84	11433.93
289	7414.90	11422.78
290	7421.88	11443.76
291	7638.22	11272.38
292	7653.85	11261.34
293	7665.20	11253.64
294	7657.94	11270.19
295	7667.80	11280.05
296	7676.57	11286.62
297	7683.14	11292.10
298	7683.14	11280.05
299	8368.25	10355.71
300	8371.55	10351.68
301	8383.84	10339.49
302	8391.37	10336.52

303	8393.63	10341.93
304	8395.52	10345.72
305	8398.18	10352.93
306	8400.08	10358.62
307	8401.97	10363.17
308	8403.49	10368.10
309	8399.70	10370.00
310	8390.59	10374.93
311	8385.66	10376.82
312	8377.32	10381.37
313	8373.90	10383.27
314	8405.39	10372.27
315	8408.04	10379.48
316	8863.25	10000.35
317	8899.29	9976.32
318	8947.34	9945.09
319	8916.11	10005.15
320	8925.72	9906.65
321	8894.48	9868.21
322	8856.04	9812.95
323	8827.21	9779.32
324	8803.19	9736.07
325	8781.57	9697.63
326	8762.35	9668.80
327	8745.53	9637.57
328	8723.91	9596.73
329	8704.69	9555.89
330	8673.45	9572.70
331	8642.22	9589.52
332	8610.99	9606.34
333	8567.74	9630.36
334	8543.72	9642.38
336	8687.87	9522.25
337	8671.05	9491.02
338	9340.51	9700.76
339	9347.10	9694.17
340	9353.04	9690.21
341	9366.23	9682.95
342	9374.81	9683.61
343	9349.08	9708.02
344	9347.76	9727.81
345	9347.76	9739.02
346	9377.45	9693.51
347	9377.45	9710.66
348	9376.79	9725.17
349	9383.38	9685.59

350	10093.58	9696.84
351	10080.87	9716.86
353	10555.89	9871.45
354	10558.90	9872.52
355	10564.90	9874.23
356	10567.47	9874.88
357	10571.98	9876.38
358	10572.84	9872.95
359	10573.91	9868.66
360	10572.41	9865.44
361	10572.19	9861.15
362	10580.13	9872.52
363	10583.99	9874.02
364	10587.85	9875.95
365	10591.50	9877.45
366	10595.36	9879.17
367	10602.94	9879.99
368	11144.75	9725.68
369	11151.70	9726.28
370	11160.17	9727.05
371	11168.25	9727.82
372	11175.57	9728.20
373	11182.11	9728.59
374	11189.04	9728.97
375	11197.89	9729.74
376	11202.51	9730.13
377	11207.52	9730.51
378	11212.13	9730.90
379	11216.75	9731.28
380	11221.37	9731.67
381	11182.50	9733.21
382	11182.11	9743.22
383	11202.51	9724.35
384	12067.89	8893.90
385	12083.88	8892.96
386	12103.64	8894.84
387	12082.94	8908.01
388	12082.00	8928.71
335	12129.05	8897.66
352	12609.57	8837.96
389	13002.76	8777.66
390	12609.57	8849.77
391	12609.57	8875.48
392	13012.94	8773.59
393	13023.12	8765.44
394	13131.03	8694.18

395	13008.87	8749.16
396	12992.58	8718.61
397	14244.77	8087.43
398	14259.28	8107.49
399	15060.41	7780.69
400	15070.73	7777.00
401	15075.38	7775.73
402	15085.09	7771.99
403	15089.57	7770.87
404	15095.17	7768.63
405	15065.14	7761.58
406	15060.06	7749.58
407	15086.21	7759.67
408	15079.48	7743.23
409	16310.03	7432.95
410	16302.81	7423.32
411	16515.12	7173.95
412	16520.42	7166.24
413	16525.71	7160.47
414	16527.64	7170.58
415	16539.19	7177.80
416	16538.90	7144.51
417	16545.07	7137.28
418	16551.76	7129.51
419	16548.55	7139.69
420	16554.98	7144.78
421	18151.41	4911.33
422	-1774.62	9498.40
423	5653.59	12583.98
424	-1180.12	9302.51
211	-3870.28	8134.38
82	-323.23	11876.04
83	-353.39	11840.65
209	-1358.04	9262.43
210	-1359.26	9328.22

[LABELS]	Y-Coord	Label & Anchor Node
;X-Coord	12190.30	"6383PE120" 424
3632.86	8288.65	"RESERVATÓRIO DE SÃO JOÃO DE VER" 217
6409.79	14344.63	"SAÍDA RES. SJ VER" 30
-25977.51	20664.97	"6352CV010" 1
-8505.55	2502.90	"6352CV020" 33
6862.92	-4799.57	"6352CV30" 46
-353.10	8542.08	"6352CV040" 50
4161.15		

-18183.75	11878.90	"6352CV050" 57
164.40	10568.70	"6352CV060" 49
-19842.94	13605.16	"6352CV070" 67
-30029.17	24594.49	"RESERVATÓRIO DE SOUTO REDONDO" 72
-1119.36	9847.85	"6391PE125" 97
-38679.64	14809.22	"SAÍDA DO RES. SOUTO REDONDO" 100
-19772.56	19495.49	"6353CV010" 101
-7712.52	8471.14	"6353CV020" 112
-160242.87	155457.25	"6353CV030" 116
-7147.28	8100.41	"6353CV040" 123
-4324.89	7080.88	"6353CV050" 127
-5717.55	10013.12	"6353CV060" 111
-3067.21	23215.68	"6353CV070" 138
-10352.07	6981.75	"6353CV080" 142
1069.26	7530.93	"6353CV090" 148
-6548.38	19561.01	"6353CV100" 152
1982.84	10014.97	"6353CV110" 156
-13407.77	17376.80	"6353CV120" 162
1668.02	10746.98	"6353CV130" 166
-4250.66	19498.35	"6353CV140" 172
2005.89	10560.55	"6353CV150" 176
-9351.53	18527.36	"NÓ ARRIFANA" 180
4424.61	20104.17	"6356CV010" 181
6902.06	18464.94	"6356CV020" 193
5186.33	22574.41	"6356CV030" 197
-22923.21	26460.94	"Estação Recloragem de Rio Meio" 211
1208.82	7124.12	"6351CV060" 216
-11122.37	5191.67	"6351CV050" 236
-16043.07	17526.82	"6351CV040" 239
-4654.77	3611.77	"6351CV030" 244
-847.44	4972.69	"6351CV020" 249
328.18	6156.40	"6351CV010" 251
-7340.73	19219.74	"6350CV180" 259
5939.00	5161.40	"NÓ GRANJA" 256
-6929.22	4753.97	"SAÍDA PARA S. BENTO" 258
-18375.48	-2539.86	"6350CV170" 266
-18728.44	2893.27	"6350CV160" 212
9686.95	21170.15	"6356CV040" 269
-8518.92	9702.97	"6356CV050" 271
11907.77	17778.82	"6356CV060" 277
10398.88	10427.44	"6356CV070" 281
5280.42	21070.45	"6356CV080" 287
13221.27	19743.21	"6356CV090" 291
-7995.86	14013.57	"6356CV100" 299
12244.01	12074.60	"6356CV110" 303
-5844.43	7282.86	"6356CV120" 307

8863.25	16931.03	"6356CV130"	316	
-20914.72	-1451.97	"6356CV140"	320	
9147.38	6395.98	"6356CV150"	326	
5490.13	6235.42	"6356CV160"	338	
1815.26	8349.20	"6356CV170"	350	
1314.98	19112.36	"6356CV180"	353	
-1363.77	6592.62	"6356CV190"	360	
12120.28	8332.37	"6356CV200"	362	
11224.75	9696.87	"6356CV210"		
4367.13	7353.74	"6356CV220"	384	
19499.69	12426.93	"6356PE185"	380	
12882.42	6588.33	"6356PE180"	361	
-9745.58	9064.82	"6356PE175"	334	
3175.89	23667.08	"6356PE170"	313	
5374.29	14419.82	"6353PE130"	122	
7524.91	13846.62	"6391PE126 (INTERNO)"	100	
-1303.43	14765.44	"6351PE040 (INTERNO)"		
-14843.86	18530.40	"6350 PE111"	211	
22332.55	5624.84	"6356CV230"	335	
5697.22	3575.58	"6356CV240"	392	
2308.59	5969.72	"6356CV250"	397	
5819.50	4507.87	"6356CV260"	399	
2063.63	6085.32	"6356CV270"	409	
1306.12	7173.95	"6356CV280"	411	
19619.21	8684.66	"6356CV290"	416	
10833.02	2407.34	"6356CV300"	421	
22001.79	8954.22	"6356PE200"	421	
-4495.03	9142.84	"6353CV030"	116	
[BACKDROP]				
DIMENSIONS	-19617.17	-143892.08	43165.84	26102.16
UNITS	None			
FILE				
OFFSET	0.00	0.00		
[END]				